

# **Masterarbeit**

Vergleichende Fischbestandserhebungen am  
Johnsbach und der Enns im Rahmen des EU  
LIFE-Projektes „Naturschutzstrategien für Wald  
und Wildfluss im Gesäuse“

---

**Vorgelegt von  
AGNES KAMMERHOFER**

**Betreuer: Ao. Univ. Prof. Dr. phil. Herwig Waidbacher**

**Mitbetreuer: Dipl.-Ing. Dr. nat. techn. Christian Wiesner**

**Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement  
Department für Wasser, Atmosphäre und Umwelt  
Universität für Bodenkultur**

**Wien 2010**



---

## Abstract Deutsch

Im Zuge des EU LIFE-Projektes „Naturschutzstrategien für Wald und Wildfluss im Gesäuse“ (2005-2009) fanden am Johnsbach und der Enns Renaturierungsmaßnahmen statt. In der vorliegenden Arbeit wurden die Fischbestände, die vor und nach Umsetzung dieser Schritte mittels Elektrofischung erhoben wurden, verglichen, um die Maßnahmen hinsichtlich ihrer fischökologischen Tauglichkeit zu untersuchen.

Die Fangzahlen zeigten sich am Johnsbach trotz der Maßnahmen rückläufig, an der Enns gleichbleibend. Die Bewertung anhand des Fish-Index-Austria zeigte, dass am Johnsbach nur durch eine Adaptierung des Leitbildes in den unteren Abschnitten ein guter ökologischer Zustand erreicht werden kann, im obersten Abschnitt fällt die Bewertung aufgrund der zu geringen Biomasse ungenügend aus. Auch an der Enns wurde im Abschnitt „Gesäuse“ aufgrund zu geringer Biomasse-Werte ein ungenügender Zustand der Klasse 5 berechnet, im Abschnitt „Oberhalb Gesäuse“ wird auch unter Einbeziehung der besetzten Huchen nur die Klasse 4 erreicht, da hier neben der Biomasse auch das Artenspektrum für einen unbefriedigenden Zustand sorgt.

Zusätzlich wurde am Johnsbach auch eine Kartierung von Querbauwerken vorgenommen, um sie betreffend ihrer Passierbarkeit für Fische bewerten zu können. Dies erfolgte anhand eines Vergleichs der Höhen- und Fließgeschwindigkeitswerte mit Werten der Schwimm- und Sprungleistung der Fischarten aus der Literatur. Dadurch zeigte sich, dass in allen Abschnitten des Johnsbaches, in denen Schwellen bestehen, derzeit noch unpassierbare Hindernisse, zumindest für Koppen und juvenile Salmoniden, vorhanden sind.

Da sowohl an der Enns als auch am Johnsbach die Zeiträume zwischen Beendigung der Bauarbeiten und den Befischungen des Postmonitorings sehr kurz waren, empfiehlt sich ein längerer Beobachtungszeitraum, um die Entwicklung der vorgenommenen Maßnahmen zu beobachten und gegebenenfalls weitere notwendige Schritte einleiten zu können.

---

## Abstract English

In the course of the EU LIFE-Project "Conservation strategies for woodlands and rivers in the Gesäuse Mountains" (2005-2009) revitalization programs were implemented at the Enns River and the Johnsbach brook. One topic of this master thesis is the comparison of fish stocks before and after the implementation of the project to investigate the program's efficiency for fish in biomass, density and species assemblage.

Despite the realized revitalization program, fish stock of the Johnsbach brook declined slightly between 2005 and 2009 whereas at the Enns River it stayed constant. The fish ecological status of individual river sections was evaluated using the Fish-Index-Austria. While the lower parts of the Johnsbach brook were evaluated with a good ecological status when using adapted reference conditions, the upper part failed the good status because of a shortage of fish biomass. The lower part of the investigated area of the Enns River was evaluated with a status of 5 due to insufficient biomass. The upper part scored a status of 4 because of slightly higher biomass due to Danube salmon stocking but still existent deficits in species composition.

In addition, migration obstacles in the Johnsbach brook were investigated to assess the barriers' potential for successful fish passage. Therefore the measured heights and flow velocities at the obstacles were compared with data on jumping and swimming capacity of different fish species from literature. The results showed that fish passage is still problematic in every part of the Johnsbach brook containing such obstacles, especially for bullheads and juvenile salmonids.

Because of the shortness of time between the implementation of the revitalization programs and the assessment of fish stock afterwards, it is advisable to extend the period of observation to investigate the development and progress of the implemented actions, thus considering further steps if necessary.

# Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>EINLEITUNG UND ZIELSETZUNG .....</b>	<b>7</b>
<b>2</b>	<b>UNTERSUCHUNGSGEBIET.....</b>	<b>8</b>
2.1	ALLGEMEIN .....	8
2.2	JOHNSBACH.....	10
2.2.1	<i>Geologische Verhältnisse (verändert nach Technischem Bericht, 1999).....</i>	<i>10</i>
2.2.2	<i>Hydrologische Verhältnisse .....</i>	<i>11</i>
2.2.3	<i>Verbauungsgeschichte am Johnsbach (verändert nach Thonhauser, 2007).....</i>	<i>11</i>
2.2.4	<i>Flussbauliche Maßnahmen am Johnsbach im Zuge des LIFE-Projektes .....</i>	<i>13</i>
2.2.5	<i>Beschreibung der einzelnen Abschnitte und Maßnahmen.....</i>	<i>14</i>
2.3	ENNS .....	27
2.3.1	<i>Einzugsgebiet (verändert nach Jungwirth et al., 1996).....</i>	<i>27</i>
2.3.2	<i>Geologische Verhältnisse (verändert nach Jungwirth et al., 1996).....</i>	<i>27</i>
2.3.3	<i>Hydrologische Verhältnisse .....</i>	<i>28</i>
2.3.4	<i>Verbauungsgeschichte der Enns (verändert nach Jungwirth et al., 1996).....</i>	<i>28</i>
2.3.5	<i>Beschreibung der einzelnen Abschnitte und Maßnahmen.....</i>	<i>29</i>
<b>3</b>	<b>METHODIK .....</b>	<b>32</b>
3.1	GRUNDLAGEN DER ELEKTROBEFISCHUNG .....	32
3.2	WATBEFISCHUNG .....	33
3.3	BOOTSBEFISCHUNG .....	34
3.3.1	<i>Die Streifenbefischungsmethode (Schmutz et al., 2001).....</i>	<i>36</i>
3.3.2	<i>Berechnung von Dichte und Biomasse in der Enns.....</i>	<i>38</i>
3.4	BEWERTUNG DES FISCHÖKOLOGISCHEN ZUSTANDES .....	38
3.5	SCHWELLENKARTIERUNG AM JOHNSBACH .....	42
3.5.1	<i>Kartierung im September 2009 .....</i>	<i>42</i>
3.5.2	<i>Kartierung im Dezember 2009 .....</i>	<i>43</i>
3.6	WEITERE FISCHÖKOLOGISCHE INHALTE DES LIFE-PROJEKTES.....	46
<b>4</b>	<b>ERGEBNISSE .....</b>	<b>47</b>
4.1	JOHNSBACH.....	47
4.1.1	<i>Fischbestand im Untersuchungsgebiet.....</i>	<i>47</i>
4.1.2	<i>Bewertung des fischökologischen Zustandes am Johnsbach .....</i>	<i>55</i>
4.1.3	<i>Schwellenkartierung im September 2009.....</i>	<i>57</i>

4.1.4	Schwellenkartierung im Dezember 2009.....	61
4.2	ENNS .....	70
4.2.1	Gesamtergebnis Fischbestand .....	70
4.2.2	Dichte und Biomasse nach Abschnitten .....	73
4.2.3	Populationsaufbau einzelner Fischarten .....	76
4.2.4	Bewertung des fischökologischen Zustandes der Enns .....	84
<b>5</b>	<b>DISKUSSION .....</b>	<b>87</b>
5.1	JOHNSBACH.....	87
5.1.1	Beurteilung des Fischbestandes .....	87
5.1.2	Beurteilung der Reproduktion .....	88
5.1.3	Vergleich der Fischbestände 2005 (Wiesner et al., 2006) und 2009.....	89
5.1.4	Schwimm- und Sprungfähigkeit einzelner Arten.....	90
5.1.5	Zusammenfassung der Passierbarkeit aller Schwellen, eingeteilt nach Arten und Altersstadien.....	98
5.1.6	Beurteilung der Fischpassierbarkeit bei Hochwasser nach Abschnitten.....	100
5.1.7	Beurteilung der Fischpassierbarkeit bei Niederwasser nach Abschnitten .....	101
5.1.8	Abschließende Beurteilung der Kontinuumsunterbrechungen im Johnsbach und Ausblick .....	104
5.2	ENNS .....	107
5.2.1	Vergleich 2006 (Wiesner et al., 2008) und 2009.....	107
5.2.2	Beurteilung des derzeitigen Fischbestandes und Artenspektrums.....	112
5.2.3	Beurteilung der flussbaulichen Maßnahmen .....	113
5.2.4	Beurteilung des fischökologischen Zustandes.....	113
5.2.5	Ausblick .....	114
<b>6</b>	<b>ZUSAMMENFASSUNG .....</b>	<b>116</b>
<b>7</b>	<b>DANKSAGUNG.....</b>	<b>118</b>
<b>8</b>	<b>LITERATURVERZEICHNIS.....</b>	<b>119</b>
<b>9</b>	<b>ABBILDUNGSVERZEICHNIS .....</b>	<b>124</b>
<b>10</b>	<b>TABELLENVERZEICHNIS .....</b>	<b>127</b>

# **1 Einleitung und Zielsetzung**

Ziel dieser Masterarbeit ist es, die aktuellen Fischbestände in den Flüssen Johnsbach und Enns mit der fischökologischen Situation dieser beiden Gewässer vor der Umsetzung des LIFE-Projektes „Naturschutzstrategien für Wald und Wildfluss im Gesäuse“, zu vergleichen. Zusätzlich sollen die umgesetzten Maßnahmen auf ihre fischökologische Tauglichkeit hin untersucht werden.

Dieses LIFE-Projekt (LIFE05NAT/A/78) wurde von 2005 bis 2009 in Zusammenarbeit des Nationalparks Gesäuse GmbH mit der steiermärkischen Landesregierung, Fachabteilung 19B und dem Forsttechnischen Dienst für Wildbach- und Lawinenverbauung durchgeführt und beinhaltet im Arbeitsbereich Gewässer die Enns (LIFE-Action A1) sowie Maßnahmenpakete in ihren Zubringern Johnsbach und Palten (A2/C2) (Abb. 2).

Im Bereich der Mündung der Palten in die Enns („Paltenspitz“) wurde eine ungesicherte Verbindung zwischen Enns und Palten angelegt, wodurch strömungsberuhigte und hochdynamische Bereiche entstehen konnten, in denen sich die Fließrichtungen von Enns und Palten, je nach Wasserstand, wechselnd ändern können. Weitere Vorhaben im Zuge des LIFE-Projektes waren die Wiederanbindung eines verlandeten Altarmes (Lettmair-Au), sowie die Rücknahme bestehender Uferverbauungen und Geschieberückhaltekonstruktionen im Johnsbach.

## 2 Untersuchungsgebiet

### 2.1 Allgemein

Die Untersuchungsgebiete Johnsbach und Enns liegen beide im nördlichen Teil der Steiermark (Abb. 1). Der untersuchte Abschnitt am Hauptstrom der Enns reicht von der Paltenmündung in Selzthal bis in das Zentrum des Nationalparks Gesäuse, wo der Johnsbach als rechtsufriger Zubringer in die Enns mündet. In beiden Untersuchungsgebieten wurden, in Anlehnung an die vorhergegangenen Studien zum Zweck der Datenvergleichbarkeit, Befischungen im Herbst 2009 durchgeführt. Die Watbefischung am Johnsbach nahm zwei Tage in Anspruch und fand am 16. und 17. September statt, während die Enns am 19. und 20. Oktober bearbeitet wurde. Weiters fanden am Johnsbach Kartierungen statt, die neben einigen Tagen im September (14., 15. und 18.) auch noch zusätzliche Arbeiten vom 20. bis 23. und am 31. Dezember 2009 erforderlich machten.

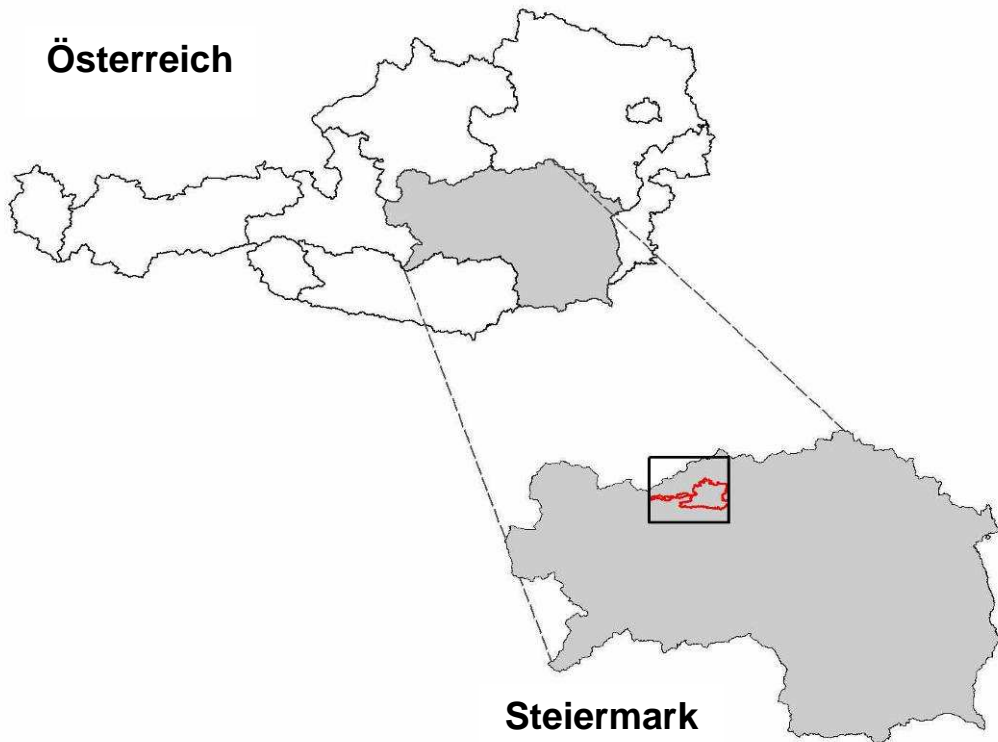
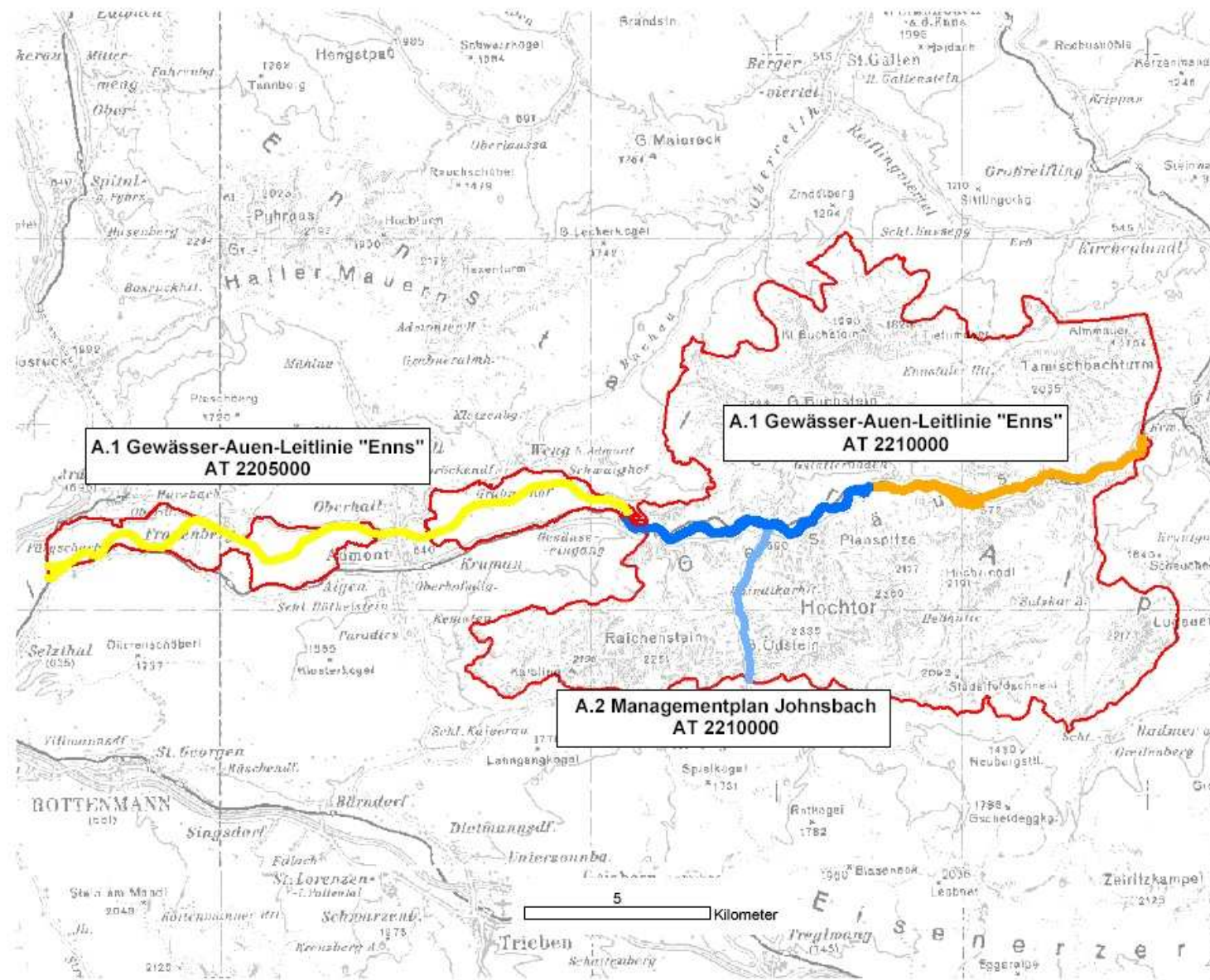


Abb. 1: Untersuchungsgebiet (aus LIFE05 Gesäuse-Antrag).





- Legende**
- AT 2210000  
Ennstaler Alpen/ Gesäuse
  - AT 2205000  
Pürgschachenmoor
  - Enns und Palten:  
Partner Flussbau
  - Enns: Nationalpark
  - Johnsbach: Partner WLV
  - Enns: Austrian Hydro Power  
Abschnitt (STEWEAG)

LIFE - Gesäuse  
LIFE05/NAT/AT/000078

Actions A.1 und A.2  
Gewässerleitlinie Enns  
Managementplan  
Johnsbach

Abb. 2: LIFE-Maßnahmegebiete im Detail ([www.nationalpark.co.at](http://www.nationalpark.co.at)).

## 2.2 Johnsbach

Der Johnsbach ist ein rechtsufriger Zubringer der Enns, dessen Quellgebiet in den Eisenerzer Alpen in ca. 1.400 m Seehöhe oberhalb der Grössingeralm liegt (Jungwirth et al., 1996). Er weist eine Lauflänge von 13,5 km auf und entwässert dabei eine Fläche von 65,2 km<sup>2</sup> (Abb. 3). Bis in eine Höhe von 2.000 m reicht das Einzugsgebiet, das im Westen vom Massiv des Reichensteines (2.247 m), im Süden vom Leobner (2.036 m) und dessen Ausläufern, im Osten vom Haselkogel (1.870 m) und im Norden von der Ödstein- (2.335 m) bzw. Hochtör-Gruppe (2.369 m) begrenzt wird. Im Bereich der Mündung in die Enns beträgt die Seehöhe ca. 580 m, dadurch ergibt sich im Verlauf des Johnsbachs ein Gefälle von durchschnittlich 14,7‰. Betrachtet man nur den Anteil der Fließstrecke, die 2009 befischt wurde (bis oberhalb des Tunnels, nach Silberreith), ergibt sich ein Höhenunterschied von ca. 130 m, das entspricht einem durchschnittlichen Gefälle von 26‰ (Haseke, 2006; aus Thonhauser, 2007). Laut Haseke (2006) entspricht das einem Wildbach mit Kaskaden und Schwallstrecken. Fischökologisch gesehen zählt der Johnsbach zur oberen Forellenregion, nach Illies & Botoseanu (1963) entspricht das dem Epirhithral (aus Jungwirth et al., 1996).

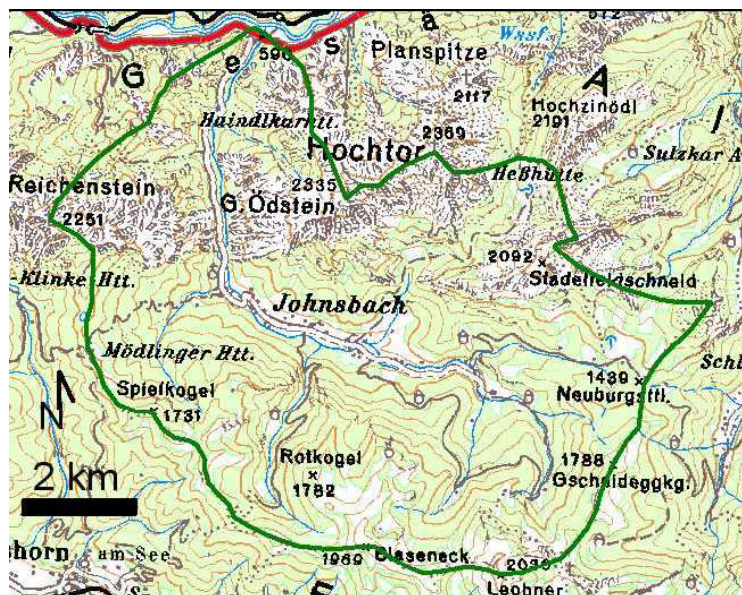


Abb. 3: Einzugsgebiet des Johnsbachs (Quelle: Austrian Map, aus: Thonhauser, 2007).

### 2.2.1 Geologische Verhältnisse (verändert nach Technischem Bericht, 1999)

Die Hochtörgruppe sowie die Reichensteingruppe bestehen in ihren nördlichen Teilen aus verschiedenen Kalken (Dachstein- bzw. Wettersteinkalk) und Dolomiten (Ramsaudolomit, Hauptdolomit). Südlich davon findet man die Grauwackenzone vor, in der das verästelte Quellgebiet des Johnsbaches wie auch sein Oberlauf liegt. Der Mittellauf, dessen Untergrund

vorwiegend aus Grauwackenschiefer und altpaläozoischen Bänderkalken aufgebaut ist, fließt teilweise entlang einer Störungszone zwischen den Nördlichen Kalkalpen und der Grauwackenzone. Von Hektometer (hm) 47 abwärts durchschneidet der Johnsbach in einem engen Kerbtal mit schluchtartigem Charakter den Triaskalk und den Dolomit der Gesäuseberge. Bis zur seiner Mündung in die Enns begleiten den Hauptbach nacheiszeitliche Talverfüllungen (Hang- und Bergsturzmassen), sowie aktive Schuttströme (Witterschutt).

### 2.2.2 Hydrologische Verhältnisse

Die hydrologischen Verhältnisse des Johnsbach entsprechen einem gemäßigt nivalem Regime, da das bedeutendste hydrologische Ereignis die Schneeschmelze darstellt. Dadurch liegen die Abflussminima im Winter und die Abflussmaxima im Frühjahr (Haseke, 2006; aus Thonhauser, 2007). Die Abflussmengen des Johnsbaches im Mündungsbereich können in Tabelle 1 abgelesen werden.

Tab. 1: Abflussmengen im Johnsbach. NNQ<sub>T</sub>: niedrigster Tagesmittelabfluss, MQ: Mittelwasserabfluss, HQ<sub>1</sub>: Hochwasserabfluss bei einem jährlichen Hochwasserereignis gemittelt über eine bestimmte Jahresreihe; HQ<sub>100</sub>: Hochwasserabfluss bei einem 100 jährlichen Hochwasserereignis gemittelt über eine bestimmte Jahresreihe (Haseke, 2006; aus Thonhauser, 2007).

Abflusswert	NNQ <sub>T</sub>	MQ	HQ <sub>1</sub>	HQ <sub>100</sub>
Liter/sec.	250	2,01	10.000	95.000

### 2.2.3 Verbauungsgeschichte am Johnsbach (verändert nach Thonhauser, 2007)

In diesem Kapitel soll nur kurz auf die Ereignisse eingegangen werden, die zu jenem Zustand des Johnsbaches führten, der eine Renaturierung notwendig machte.

1949 fand im Gebiet um Johnsbach eine Unwetterkatastrophe statt, durch die es im Folgenden zu Hochwässern und Vermurungen kam, wobei auch die als einzige Verbindung zur Ortschaft Johnsbach dienende Landesstraße zu großen Teilen zerstört wurde. Der verursachte Schaden betrug damals mehrere Millionen Schilling.

Vor allem im Zeitraum von 1951 bis 1960 wurden umfangreiche und harte Maßnahmen ergriffen, den Johnsbach in seiner natürlichen Dynamik einzuschränken, um derartige Vorfälle wie im Jahr 1949 in Zukunft zu verhindern. Durch Bachbeträumungen, Durchstiche und groß angelegte Bühnenstrecken (Abb. 4) sollte der Johnsbach seinen Wildwasser-

Charakter verlieren und in ein schlauchartiges Gerinne verwandelt werden. Ziel dieser Herangehensweise war nicht nur die Sicherung der Landesstraße, sondern auch nahegelegene Talbodenbereiche von der Bachdynamik abzuschneiden. Zusätzlich wurden Verlandungsräume bewaldet, wodurch man sich das Aufkommen eines natürlich geprägten Auwaldes erhoffte.



Abb. 4: Bachumlegung in Zwischenmäuerstrecke (oben links), Durchstich mit Caterpillar (oben rechts), Bau einer Bühne (unten links), Bühnenstrecke (unten rechts) (WLV, Gebietsbauleitung Unteres Ennstal und Salzatal, aus Thonhauser, 2007).

Bis 1961 hatte man durch die vorgenommenen Maßnahmen eine Beruhigung des Baches erreicht, sodass folgende Hochwässer nur noch geringen Schaden anrichteten. Dadurch bestätigt, wurden in Folge weitere harte Verbauungsmaßnahmen durchgeführt. Durch eine Erhöhung der Schleppkraft sollte der schadlose Abtransport des eingetragenen Materials aus den Seitengräben in den Vorfluter ermöglicht werden.

In den nächsten Jahren wurde die Verbauungstätigkeit nun auch für den Oberlauf und die

Seitenzubringer gefordert. Der Wandel des Talbodens sollte auch forstwirtschaftlichen Nutzen bringen und so distanzierte man sich vom 1953 entwickelten Konzept. Anstelle eines Laubmischwaldes sollten nun vor allem Fichten gepflanzt werden.

Die abschließenden Verbauungsmaßnahmen waren schlussendlich darauf ausgerichtet, die Sohle zu fixieren. Mit diesen Schritten endete eine beispiellose Wildbachverbauung. Eine Auflistung aller vorgenommenen Verbauungsmaßnahmen im Johnsbach von 1950 bis 1974 zeigt die Tabelle 2.

Zusammenfassend lässt sich also sagen, dass am Johnsbach, ausgehend von einem Hochwasserereignis, innerhalb einer 24 Jahre andauernden Bearbeitung, ein erhebliches Maß an harter Verbauung stattgefunden hat (Bauberichte und Lagepläne der WLV, Gebietsbauleitung Unteres Ennstal und Salzatal, aus Thonhauser, 2007).

Tab. 2: Auflistung aller vorgenommenen Verbauungsmaßnahmen am Johnsbach (hm 0,0 bis 47,0) von 1951 bis 1974 (WLV, Gebietsbauleitung Unteres Ennstal und Salzatal; aus Thonhauser, 2007).

Art der Baumaßnahme	Länge/Anzahl
Durchstich/Bachverlegung	1937 lfm
Bachbeträumung	5358 lfm
Buhnen	85 Stück
Drahtschotterleitwerk	162 lfm
Steinschlichtung	75 lfm
Verhängmauerwerk	337 lfm
Trockenmauer	51 lfm
Verhänggurten	10 Stück
Grundswellen	5 Stück
Sohlgurten	3 Stück
Betonsperre	1 Stück
Aufforstung	0,9 ha

#### 2.2.4 Flussbauliche Maßnahmen am Johnsbach im Zuge des LIFE-Projektes

Im Jahr 2005 wurde das Umweltbüro Klagenfurt vom Nationalpark Gesäuse beauftragt, bei der Erstellung eines Managementplanes Johnsbach mitzuarbeiten. Ziel war eine Optimierung der Maßnahmen der bereits damals existierenden ökologischen Fachplanung (Petutschnig et al., 1999).

Um bei den geplanten Verbauungsmaßnahmen die im Johnsbach bestehenden Defizite zu minimieren, wurden verschiedene Bautypen ausgewählt, deren Einsatz sowohl die schutzwassertechnischen als auch die ökologischen Anforderungen erfüllen sollten. Zum einen handelte es sich dabei um Sohlgurtstaffelungen aus Holz sowie Grundswellenstaffelungen aus Beton, Abweishuhnen, Steinschüttungen, Bepflanzungen sowie Bestandesumwandlungen.

Welche dieser Maßnahmen in welchem Ausmaß in den Abschnitten tatsächlich durchgeführt wurden, ist nur schwer zu rekonstruieren, da auch nach Beendigung der geplanten Bauzeit immer wieder kleinere und größere Umbautätigkeiten stattfanden. Aus diesem Grund wird in diesem Kapitel nicht weiter auf damals geplante Aktivitäten eingegangen, sondern die Ergebnisse der Sanierungs- und Restrukturierungsarbeiten im Kapitel 2.2.5 in den einzelnen Abschnitten erläutert.

### 2.2.5 Beschreibung der einzelnen Abschnitte und Maßnahmen

Im Zuge der Vorerhebungen im Herbst 2005 wurden acht Probenstrecken festgelegt, von denen sich sieben Strecken im Johnsbach befanden und eine weitere im Zubringer „Kneipbach“ (Wiesner et al., 2006). Die ersten drei dieser Strecken zählen zum Unterlauf, der dem Abschnitt von der Mündung bis zum linksufrig einmündenden Pfarrgraben entspricht. Die vierte Strecke ist bereits dem Mittellauf zugehörig, der bis zum Anwesen Gschaidegger am Ortsrand von Johnsbach reicht. Nur diese ersten vier der acht Probenstrecken wurden im Jahr 2009 noch einmal bearbeitet, da im Bereich der Strecken fünf bis acht keine Renaturierungsmaßnahmen stattgefunden haben. Stattdessen wurden flussauf von Strecke 1 und Strecke 2 jeweils ein weiterer Abschnitt in die Befischung integriert, um die im Zuge des LIFE-Projektes bearbeiteten Stellen repräsentativ zu erfassen. Die jeweilige Länge in Metern, die pro Abschnitt befischt wurde, sowie die befischte Länge der einzelnen Teilstrecken pro Abschnitt, kann in den Tabellen 3, 4, 6, 8 und 9 abgelesen werden.

Tab. 3: Befischte Längen der einzelnen Untersuchungsabschnitte.

Abschnitt	1	1.1	2	2.1	3	4	Gesamt
Befischte Länge (m)	197	1048	243	276	120	87	1971

Bei einem Workshop („Bessere Zukunft für Bach und Fluss?“), der im Oktober 2009 vom Nationalpark Gesäuse im Zuge des LIFE-Projektes abgehalten wurde, diskutierte man innerhalb einer Expertenrunde unter anderem über die noch bestehenden Probleme in der Durchgängigkeit des Johnsbaches und erwog weitere mögliche Schritte. Dadurch angeregt, wurden kurz darauf im Oktober noch weitere Baumaßnahmen im Bachbett sowie an einigen Schwellen vorgenommen. Diese betreffen hauptsächlich die Abschnitte 1 (Mündung) und 1.1 (Webcam), so dass die folgenden beschreibenden Kapitel den Zustand dieser beiden Bereiche einmal zur Zeit der Befischung und einmal zur Zeit nach den zusätzlich vorgenommenen Bauarbeiten im Oktober beinhalten.

### 2.2.5.1 Abschnitt 1 (Mündung) zur Zeit der Befischung im September 2009

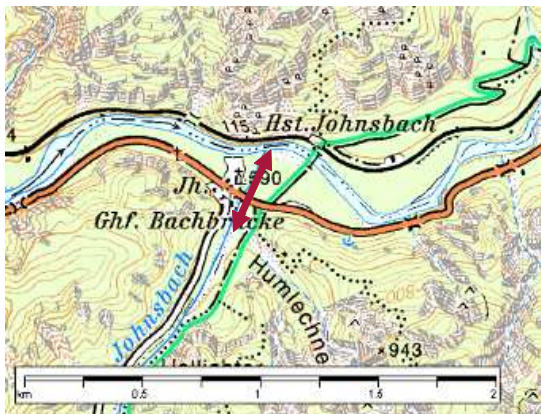


Abb. 5: Lage des Untersuchungsabschnittes 1 (Kartengrundlage ÖK 50, BEV).

Tab. 4: Längen der Teilstrecken in Abschnitt 1.

Teilstrecke	1A	1B	1C	Gesamt
Befischte Länge (m)	115	41	41	197

Der Abschnitt 1 entspricht dem direkten Mündungsbereich des Johnsbaches in die Enns bis zum Gasthof Bachbrücke. Im Bereich der Mündungsfahne des Johnsbaches in die Enns (Teilstrecke 1A), wurde durch Aufweitung mittels teilweiser Entfernung von Ufersicherungen ein naturnäheres Bett geschaffen. In diesem Bereich lagen die Wassertiefen bei durchschnittlichen 30 cm. Die Teilstrecke 1B umfasste vier Sohlstufen (1a – 1d), die im Jahr 2005 jeweils einen Höhenunterschied von ca. 30 cm aufwiesen (Wiesner et al., 2006). Im Zuge des Projektes wurden diese vier Sohlstufen restrukturiert und mit groben Steinblöcken verkleidet. Weiters wurde auch in diesem Abschnitt ein Teil der Ufersicherung entfernt, um wieder mehr Dynamik im Flussbett zuzulassen. Die erste der vier Sohlstufen war im September noch aufgrund von Erosionsvorgängen durch einen doppelten Absturz charakterisiert (Abb. 6), wobei hier die Gesamthöhe an mehreren Stellen bis zu 60 cm betrug. Die restlichen drei Stufen wiesen Höhen bis 20 cm auf (Tab. 5). Unter anderem wurden durch die erhöhte Wasserführung zur Zeit der Befischung in dieser Teilstrecke 1B Wassertiefen bis 70 cm gemessen.

Tab. 5: Absturzhöhen der Schwellen in Abschnitt 1 im September 2009

Abschnitt 1		
	Schwellennummer	Absturzhöhe (cm) Min-Max
1B	1a	30-60
	1b	20
	1c	20
	1d	18
1C	1e	20
	1f	25
	1g	15



Abb. 6: Abschnitt 1A: Mündung 2005 (oben links, Quelle: Wiesner et al., 2006) und im September 2009 (oben rechts). Abschnitt 1B: Sohlswellen 2005 (unten links, Quelle: Wiesner et al., 2006) und im September 2009 (unten rechts).

In der Teilstrecke 1C, die im Schnitt eine Wassertiefe von 40 cm aufweist, wurden weitere drei Sohlswellen (1e – 1g) protokolliert. Die ersten beiden Querwerke sind eher naturnah gestaltet mit großen Blöcken mit mehr Struktur und die Höhen betragen im Schnitt zwischen 20 und 25 cm. Die dritte Schwelle bildet ein gepflastertes Querbauwerk mit einer geringeren Höhe (15 cm).



Abb. 7: Abschnitt 1C: Streckenverlauf zwischen Mündung und Bachbrücke (links) und Sohlswellen oberhalb der Straßenbrücke (rechts).



### 2.2.5.2 Abschnitt 1 (Mündung) nach erneuten Maßnahmen im Oktober 2009

Am 19. und 20. Oktober wurde der Abschnitt 1B, der die vier Sohlswellen 1a bis 1d enthält, erneut bearbeitet. Hierbei wurde, laut eines Progress Reports des Nationalparks Gesäuse (Anonym, 2009), die unterste Schwelle in Mündungsnähe rechtsufrig durch eine Steinschüttung abgerampt. 20 Meter unter der ersten Schwelle wurden Raubaumbündel aus Fichte, Esche und Weide schräg dazu verlegt und durch eine kurze, links angesetzte Steinbühne unterstützt. Dadurch soll der Bach gezwungen werden, massiv auf das rechte Ufer zu arbeiten. Durch diese Zwangsverschwenkung könnte dieser Abschnitt des Johnsbaches innerhalb kurzer Zeit zum Teil des Mündungsfächers werden und auch die Fischpassierbarkeit soll damit gewährleistet sein.

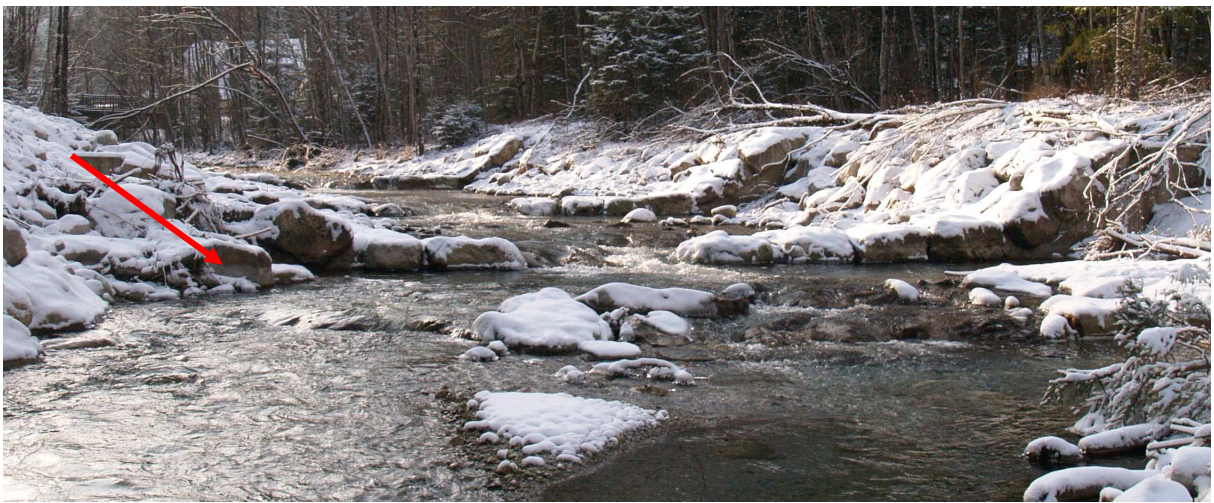


Abb. 8: Schwelle 1a, aufgelöster Bereich am rechten Ufer (Pfeil).



Abb. 9: Raubaumbündel und Schotterbühne im Oktober 2009 (links, Bild: Haseke 2009) und Dezember 2009 (rechts, flussauf).

2.2.5.3 Abschnitt 1.1 (Webcam) zur Zeit der Befischung im September 2009

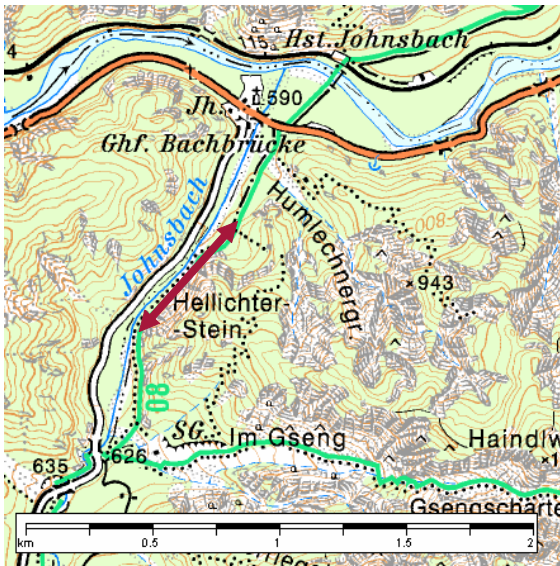


Abb. 10: Lage des Untersuchungsabschnittes 1.1 (Kartengrundlage ÖK 50, BEV).

Tab. 6: Längen der Teilstrecken in Abschnitt 1.1.

Teilstrecke	1.1A	1.1B	1.1C	1.1D	1.1E	1.1FG	1.1H	1.1IJ	1.1K	1.1 Gesamt
Befischte Länge (m)	100	113	61	85	150	159	75	198	107	1048

Dieser Abschnitt beginnt 100 m flussab der im Jahr 2006 installierten Webcam und reicht bis zu einem rechtsufrigen Felsvorsprung ca. 1 km flussauf. In der Regel weichen die Teilabschnitte immer bis zur nächsten Schwelle, nur die Teilstrecken 1.1FG und 1.1IJ erstrecken sich über zwei Schwellen. In Abschnitt 1.1 wurde im Jahr 2005 weder eine Schwellenkartierung noch eine Befischung durchgeführt. Daher können nur einige der aktuellen Querbauwerke dargestellt werden, die potentielle Migrationsbarrieren für Fische darstellen. In diesem Bereich wurden 11 mögliche Wanderungshindernisse festgestellt und protokolliert. Laut Petutschnig & Kugi (2006), war als Renaturierungsmaßnahme in diesem Bereich vorgesehen, geplante Querbauwerke um 10 m breiter zu machen, um die Abflusssektion zu vergrößern. Die von uns vermessenen Schwellen weisen Breiten zwischen 12 und 29 m auf, wodurch mehr Raum geschaffen wurde, um dem Fluss ein leichtes Pendeln zwischen den Ufern zu ermöglichen. In Tabelle 7 sind die unterschiedlichen Absturzhöhen aller vermessenen Querbauwerke in Abschnitt 1.1 zur Zeit der Befischung im September 2009 abzulesen. Um eine Schwelle mit relativ geringem Absturz und eine Schwelle mit sehr großen Fallhöhen darzustellen, wurden in Abb. 11 die Querbauwerke 1.1b und 1.1d gegenübergestellt. Auch die Schwelle 1.1a, die sich im direkten Bereich der Webcam befindet, zeichnete sich zur Zeit der Befischung durch große Fallhöhen und starke Strömungsverhältnisse aus (Abb. 12 links).

Tab. 7: Absturzhöhen der Schwellen in Abschnitt 1.1 im September 2009.

Abschnitt 1.1		
	Schwellennummer	Absturzhöhe (cm) Min-Max
1.1A	1.1a	40-110
1.1B	1.1b	20
1.1C	1.1c	60
1.1D	1.1d	80
1.1E	1.1e	24
1.1FG	1.1f	0
	1.1g	35
1.1H	1.1h	0-25
1.1JU	1.1i	30-45
	1.1j	10-23
1.1K	1.1k	10-20

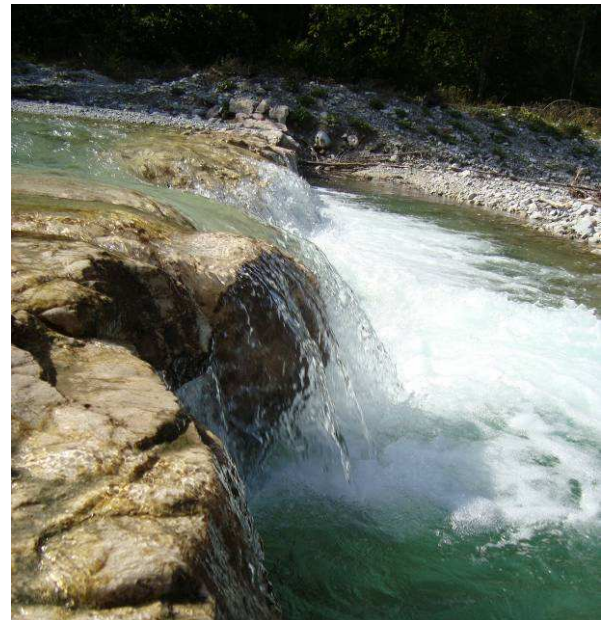


Abb. 11: Restrukturierte Schwellen in Abschnitt 1.1. Schwelle 1.1b (links) und Schwelle 1.1d (rechts).



Abb. 12: Schwelle 1.1a (links) und 1.1c (rechts).

#### 2.2.5.4 Abschnitt 1.1 (Webcam) nach weiteren Maßnahmen im Oktober 2009

Am 10.06.2009 fand der erste Umbau der Schwelle 1.1a im direkten Bereich der Webcam statt und auch ein Umgehungsgerinne wurde geschaffen, um die Fischpassierbarkeit zu gewährleisten. Unglücklicherweise musste nur wenige Monate später festgestellt werden, dass das Gewässer das angebotene Umgehungsgerinne nicht angenommen und auch die neugeschaffene Blockrampe verworfen hatte. Durch mehrere Hochwässer war die Rampe, trotz der Verwendung von massiven Flussbausteinen und fester Pilotierung, bald nach ihrem Umbau abgesackt und von unten her rückschreitend auserodiert worden. Zusätzlich war der Seitenarm durch Schwemmholz stark verklaust worden und damit unpassierbar für Fische. Um die angefallenen Mängel zu minimieren, wurde dieser Bereich am 21.10.2009 noch einmal bearbeitet. Hierfür wurde rechtsufrig die Steinrampe fallend abgeschrägt und mit zwei Bahnen schräg verlegter, pilotierter Raumbäume unterstützt. Ziel war es, den sehr geraden Flussverlauf zu verschwenken und die Auskolkung damit zu vermindern (Progress Report des Nationalparks von Anonym, 2009)

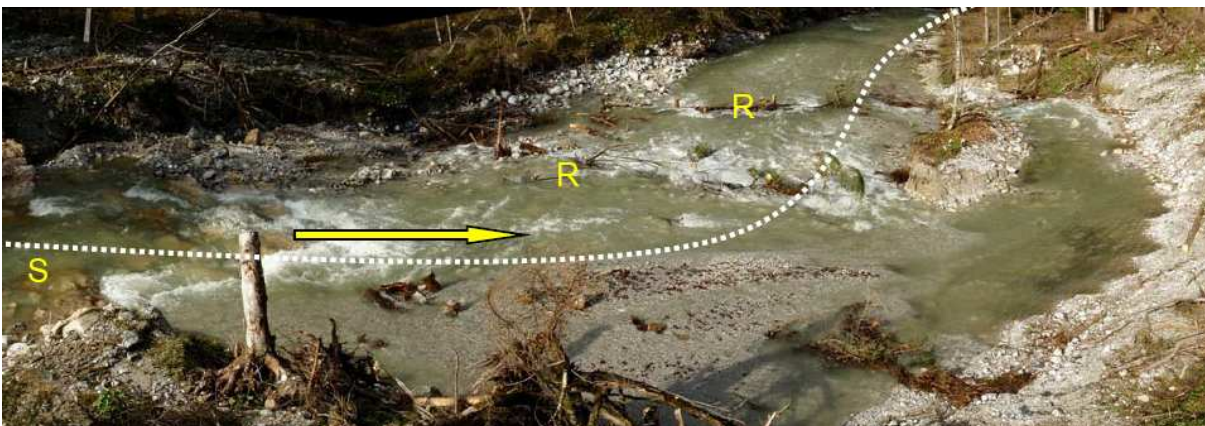


Abb. 13: Zustand der Schwelle 1.1a direkt nach dem zweiten Umbau im Oktober 2009. Weiß gestrichelte Linie zeigt neuen Flussverlauf (S = Schwelle, R = Raubaum-Verband). Linksufrig: erneut fischgängig gemachtes Umgehungsgerinne. (Bild: Haseke, 2009)



Abb. 14: Schwelle 1.1a im Dezember 2009.



Abb. 15: Schwelle 1.1a: Rechtsufrig neu abgeflachte Rampe (links), Einrinn in Umgehungsgerinne (rechts).

Ein weiterer Problembereich im Abschnitt 1.1 befand sich in Sichtweite der Webcam bei den Schwellen 1.1b und 1.1c, die zum Zeitpunkt der Befischung im September 2009 noch Absturzhöhen von 20 bzw. 60 cm aufwiesen (Tab. 7). Die Ursachen dafür waren das immer noch herrschende Geschiebedefizit sowie die Herausarbeitung der Schwellen durch Materialzersetzung und rückschreitende Erosion. Um zukünftig die Anlandung und Festigung von Material zu fördern, wurden am 20.10.2009 im Bereich dieser beiden Schwellen jeweils drei große Raubäume, mit dem Wurzelteller zum Hindernis, zwischen 2 und 15 m unter die Stufen gesetzt. Hierfür wurden Fichten und Weiden aus der Ufervegetation entnommen. Mittels Schrägbaum wurden diese Strukturen fixiert und unterstützt und sollen nun „Kondensationskerne“ für zukünftiges Anlandungsmaterial bieten. (Progress Report des Nationalparks von Anonym, 2009) Zum Zeitpunkt der Kartierung im Dezember 2009 erschienen die Absturzhöhen bei beiden Schwellen noch relativ hoch und die Anlandung von Material war noch nicht besonders weit fortgeschritten. In diesem Bereich muss, auch laut Nationalpark, die weitere Entwicklung abgewartet werden, da derartige Prozesse eine gewisse Zeit in Anspruch nehmen.



Abb. 16: Schwellen 1.1b (links) und 1.1c (rechts) im Dezember 2009.

### 2.2.5.5 Abschnitt 2 – Furkation

Tab. 8: Längen der Teilstrecken in Abschnitt 2.

Teilstrecke	2A	2B	2C	2 Gesamt
Befischte Länge (m)	100	63	80	243

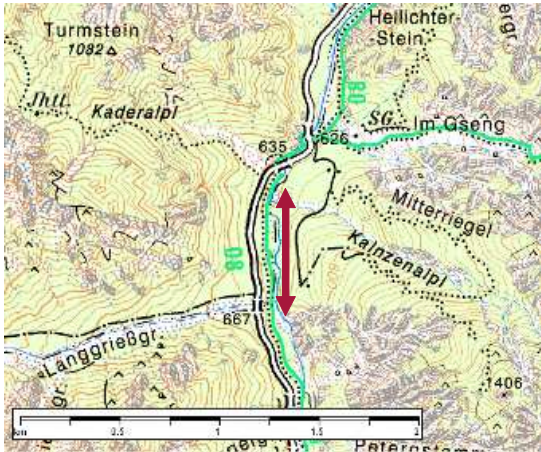


Abb. 17: Lage des Untersuchungsabschnittes 2 (Kartengrundlage ÖK 50, BEV).

Abschnitt 2 liegt im unmittelbaren Mündungsbereich eines Seitengrabens und wird geprägt durch sehr starken Geschiebeeintrag. Die Gerinnemorphologie in diesem Bereich des Johnsbaches weist darauf hin, dass hier sehr starke Umlagerungen stattfinden. Vereinzelt findet sich Totholz im Gewässerbett, sowie auch auf Schotterbänken. Laut der Studie aus dem Jahr 2005 (Wiesner et al., 2006) findet in diesem Abschnitt ein verstärkter Abfluss im Interstitial statt, allerdings konnte das heuer aufgrund der erhöhten Wasserführung nicht beobachtet werden. Die Tiefe betrug in diesem Jahr durchschnittlich zwischen 30 und 40 cm. Dieser Abschnitt erfuhr im Rahmen des LIFE-Projektes keine Veränderung.



Abb. 18: Abschnitt 2 in Übersicht (links). Totholz-Bereich (rechts).

### 2.2.5.6 Abschnitt 2.1 - Sohlrampe

Tab. 9: Längen der Teilstrecken in Abschnitt 2.1.

Teilstrecke	2.1A	2.1B	2.1C	2.1 Gesamt
Befischte Länge (m)	90	130	56	276

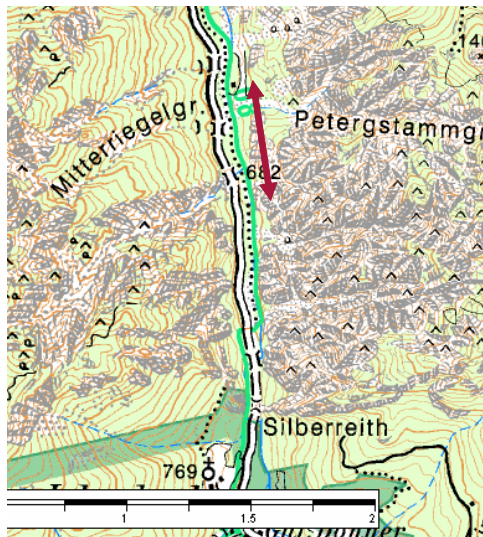


Abb. 19: Lage des Untersuchungsabschnittes 2.1 (Kartengrundlage ÖK 50, BEV).

Der Abschnitt 2.1 befindet sich zwischen zwei linksufrig einmündenden Seitengraben, die einen großen Teil ihres Geschiebes in periodischen Abständen in den Johnsbach entlassen. Dieser Teil des Baches wurde nur im heurigen Jahr befischt, da es auch in diesem Abschnitt zu einigen Erneuerungen im Zuge des LIFE-Projektes kam. Vor allem die Entfernung einer Sohlstufe zugunsten einer aufgelösten Sohlrampe veränderte das Bild des Bachbettes in diesem Abschnitt.

Insgesamt gibt es neun Schwellen, wobei die unterste aus Holz besteht (Schwelle 2.1a; Abb. 20). Abschnitt 2.1A reicht bis zu dieser Schwelle. Darüber liegen zwei Sohlrampen, die sich beide aus je vier Querbauten zusammensetzen. Der Teilabschnitt 2.1B reicht von flussauf der Schwelle 2.1a bis zum unteren Ende dieser Sohlrampen, Teilabschnitt 2.1C umfasst die Strecke über beide Rampen bis zur obersten Schwelle (2.1i). Die unteren vier Schwellen (2.1b bis 2.1e) bestehen zum Großteil aus groben Blöcken, die auf den ersten Blick eher den Eindruck einer durchgängigen Rampe ergeben, wobei das untere Ende mit mehreren Piloten aus Holz gesichert ist (Abb. 21). Die zweite Sohlrampe besteht ebenfalls aus vier einzelnen Schwellen, die aber im Gegensatz zum weiter flussabwärts gelegenen Bereich, regelmäßiger ausgeführt sind. Auch die Abstürze dieser Schwellen sind in dieser Teilstrecke (2.1C) mit bis zu 50 cm deutlich höher als im unteren Bereich (Tab. 10).

Tab. 10: Absturzhöhen der Schwellen in Abschnitt 2.1.

Abschnitt 2.1		
	Schwellennummer	Absturzhöhe (cm)
		Min-Max
2.1A	2.1a	20-40
	2.1b	30
2.1C	2.1c	25
	2.1d	35
	2.1e	30
	2.1f	25
	2.1g	50
	2.1h	40
	2.1i	45

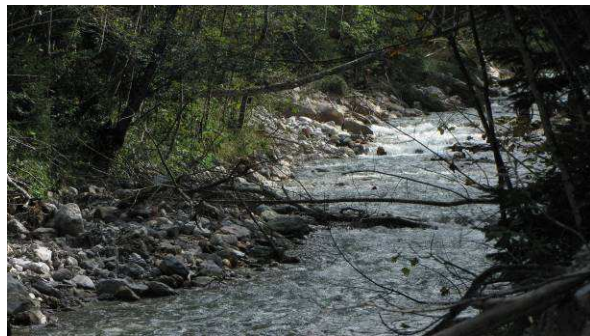


Abb. 20: Holzschwelle 2.1a im Abschnitt 2.1A (links). Überblick über Teilstrecken 2.1B und C (rechts).



Abb. 21: Überblick Sohlrampe 1 (Schwelle 2.1b-e, links) und Sohlrampe 2 (Schwelle 2.1f-i, rechts).

### 2.2.5.7 Abschnitt 3 – unter Tunnel

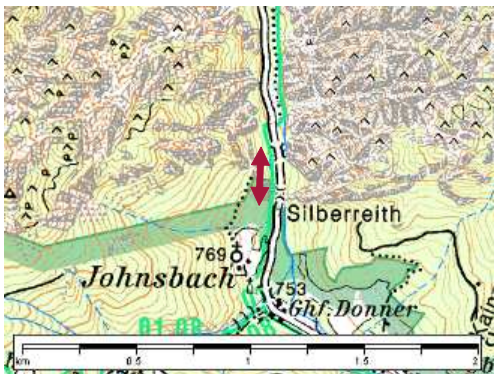


Abb. 22: Lage des Untersuchungsabschnittes 3 (Kartengrundlage ÖK 50, BEV).



Der Abschnitt 3 liegt unmittelbar beim Straßentunnel zwischen zwei Straßenbrücken. In diesem Bereich zeigt der Johnsbach ein hohes Gefälle mit starker Fließgeschwindigkeit. Viele große Blöcke und Schutthalden dominieren in diesem Abschnitt das Bild. Am oberen Streckenende, knapp unter der oberen Straßenbrücke, befindet sich eine einzelne Schwelle sowie eine Gewässerstabilisierung auf der linken Uferseite als Überreste des alten Messwehres (Abb. 24).



Abb. 23: Strecke 3 (unter Tunnel) in Übersicht.



Abb. 24: Schwelle unter Tunnel (links) und Gewässerstabilisierung (rechts) in Abschnitt 3.

### 2.2.5.8 Abschnitt 4 – ober Tunnel

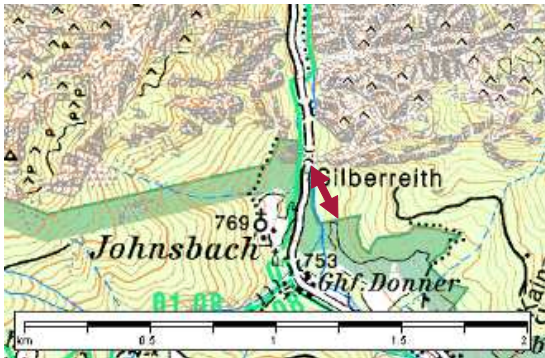


Abb. 25: Lage des Untersuchungsabschnittes 4 (Kartengrundlage ÖK 50, BEV).

Abschnitt 4 liegt oberhalb des Straßentunnels und unterscheidet sich deutlich von den Strecken im flussabwärts gelegenen Bachverlauf. Ab hier findet kein derart starker Geschiebetrieb mehr statt. Das lässt sich an vermehrtem Aufwuchs an Steinen und Uferstrukturen deutlich erkennen (Abb. 26). Die Struktur zeigt sich in diesem Bereich relativ heterogen, viele grobe Steinblöcke und auch Totholz prägen das Bachbett. Die durchschnittliche Tiefe bewegt sich in diesem Bereich je nach Wasserführung zwischen 30 und 40 cm.



Abb. 26: Strecke 4 (ober Tunnel) im Überblick.

## 2.3 Enns

### 2.3.1 Einzugsgebiet (verändert nach Jungwirth et al., 1996)

Das Einzugsgebiet der Enns umfasst 6.080 km<sup>2</sup>, davon entfallen 350 km<sup>2</sup> auf Salzburg, 3.950 km<sup>2</sup> auf die Steiermark und 1.780 km<sup>2</sup> auf Oberösterreich, wobei ihr Ursprung in den Radstätter Tauern am Fuß des Kraxenkogels in einer Höhe von 1.735 m in Salzburg liegt. Nach einer Strecke von 254,15 km und einer Überwindung eines Höhenunterschiedes von 1.497 m mündet sie bei Mauthausen in die Donau (bei Flusskilometer 2.112). Im Norden begrenzen Traun und Donau das Einzugsgebiet der Enns, im Osten Ybbs, Erlauf und Traisen, im Westen die Salzach und im Süden Mur und Mürz.

Nach ihrem Ursprung fließt die Enns in einem Quertal nach Norden, danach wird sie bei Reitdorf durch einen Schwemmkegel nach Osten gedrängt, wo das alpine Längstal beginnt, das sich auf ca. 100 km bis zum Gesäuseeingang erstreckt. Ab der steirischen Grenze bildet das Ennstal im Grunde die Grenze zwischen den Kalkalpen im Norden und dem kristallinen Gebiet der Zentralalpen im Süden. Nach Admont durchbricht die Enns die Zone der Kalkalpen und fließt ab Hieflau in nördlicher Richtung. Der Wechsel in die Flyschzone erfolgt bei Ternberg nach der Überschreitung der Grenze zu Oberösterreich. Von Steyr bis zur Mündung überwindet die Enns die Terrassenlandschaft des Alpenvorlandes und bildet zwischen Ramingdorf und der Mündung die Grenze zwischen Oberösterreich und Niederösterreich.

### 2.3.2 Geologische Verhältnisse (verändert nach Jungwirth et al., 1996)

Im Längstal der Enns gibt es zwischen Mandling und dem Gesäuseeingang gravierende Unterschiede in der Geologie, die sich auch in der Talmorphologie widerspiegeln. Linksufrig ragen die Nördlichen Kalkalpen auf, die in diesem Bereich durch scharfe Strukturen, steile Wände und ausgedehnte Schutthalden charakterisiert sind. Gebildet wird das Kalkgebirge der Ennstaler Alpen aus Dachsteinkalk, Wettersteinkalk und Ramsaudolomit. Auch auf die Hydrologie des linksufrigen Einzugsgebietes haben diese geologischen Formen einen Einfluss durch die Ausprägung von Karstformen, Karstquellen und unterirdischen Wasserläufen. Deutlich sichtbar ist der Unterschied zu den sanfter ausgebildeten Zentralalpen am rechten Ufer der Enns, wo sich das Gelände wald- und almenreicher darstellt. Die geologischen Bestandteile dieses Bereiches sind hauptsächlich Schiefergneise, Glimmerschiefer und Granatglimmerschiefer aus dem Paläozoikum.

Nach Admont bricht die Enns, gezwungen durch Grund- und Endmoränen, durch die

Nördlichen Kalkalpen und bildet den Gesäuseeingang. Ab diesem Bereich durchfließt sie die Kalkhochalpen und bildet eine schluchtartige Strecke durch steile und stark zerklüftete Felsen aus.

### *2.3.3 Hydrologische Verhältnisse*

Das Abflussregime gilt nach Pardé (1974) mit dem charakteristischen Abflussminimum im Winter und Abflussmaximum im Mai als „gemäßigt nivales Regime des Berglandes“. Durch das Fehlen vergletscherter Bereiche im Einzugsgebiet, liegen die Abflusswerte im Juli und im August bereits wieder unter dem Abfluss im Frühjahr. In Zahlen ausgedrückt beträgt die Wasserführung im Jahresmittel im Oberlauf bei Admont ca. 42 m<sup>3</sup>/sec (www.kajak.at). In Richtung der Mündung hat die Enns bei Steyr bereits einen mittleren Abfluss von 203 m<sup>3</sup>/sec (Hydrographisches Jahrbuch 2002, aus Altenhofer, 2007).

Die Wassertemperatur gilt in der oberen Enns ganzjährig als niedrig. Minima im Winter bei 0,0°C stehen Maxima von 12,2°C im Sommer gegenüber. Schwoerbel (1984) bezeichnet die Enns in diesem Bereich als sommerkalt.

### *2.3.4 Verbauungsgeschichte der Enns (verändert nach Jungwirth et al., 1996)*

Bevor an der Enns in der Vergangenheit große Regulierungen vorgenommen wurden, entsprach das Gewässer dem pendelnden Flusstyp, der ab der Salzamündung bei Öblarn in ein mäandrierendes Gerinnesystem überging. Durch die folgenden anthropogenen Eingriffe entstand ein weitgehend veränderter Flusstyp der Enns. Es kam zu einer starken Vergleichmäßigung von verschiedenen gewässer-morphologischen Ausprägungen.

Zum ersten Mal beschlossen wurde eine Regulierung der Enns im Jahr 1859, um die Bedingungen für die landwirtschaftliche Produktion im Ennstal zu verbessern. Ziel war es, den Talboden vor der zunehmenden Versumpfung zu schützen und die Anbauflächen vor Überschwemmungen zu bewahren. Die Problemkreise wurden festgehalten als hoher Geschiebeanfall durch etliche Wildbäche, unzureichendes Gefälle der Enns um Geschiebe und Wasser schnell abzutransportieren und die zerstörende Wirkung der Holztrift auf die Ufer. Um dem entgegenzuwirken, erfolgte in den Jahren 1824/1825 eine erste Aussprengung der Felsschwelle beim Gesäuseeingang, um die Abflussverhältnisse zu verbessern.

Um ein erhöhtes Gefälle und damit verstärkte Schleppkraft zu erreichen, war das nächste Ziel, große Flussschleifen durch die Ausführung von Durchstichen abzuschneiden. In den

zwischenliegenden Bereichen wurde das Flussbett durch das Vortreiben von Buhnen auf die Normalbreite eingeschränkt. Zusätzlich wurde eine Sohleintiefung um bis zu 1,5 m vorgenommen, um die Trockenlegung des Talgeländes zu ermöglichen. In den folgenden Jahren wurden etliche Durchstiche vorgenommen, der 27. und letzte in den Jahren 1879/80 im Bereich von Espang. Mit dieser vorerst letzten Maßnahme war die Festlegung des Flusslaufes der Enns von Espang bis zum Gesäuseeingang abgeschlossen. Die Tätigkeiten der nächsten 20 Jahre beschränkten sich auf die Ufersicherung durch Längs- und Querbauten.

Weitere Durchstiche in den Jahren 1909 bis 1929 verkürzten die Strecke der Enns noch weiter, so dass sie heute statt der ehemaligen 106,19 km zwischen Mandling und dem Gesäuseeingang nur noch 87,18 km beträgt. Der Enns wurden somit durch Regulierungsmaßnahmen 19,02 km genommen, auch die Flussfläche wurde von 600 ha auf ca. 270 ha verringert. (Jungwirth, 1996)

### 2.3.5 Beschreibung der einzelnen Abschnitte und Maßnahmen

Das Untersuchungsgebiet der Enns wurde aufgrund der unterschiedlichen Lebensraumqualität in zwei Abschnitte eingeteilt (Abb. 27). Beide Abschnitte sind als biozönische Region dem „Hyporithral groß“ zuzuordnen. Dieser Bereich der Enns zählt also fischökologisch betrachtet zur Äschenregion.



Abb. 27: Lage der Abschnitte im Untersuchungsgebiet. Die rote Markierung zeigt den Abschnitt oberhalb Gesäuse, die blaue Markierung zeigt den Abschnitt Gesäuse (Kartengrundlage BEV).

#### 2.3.5.1 Abschnitt 1 – Oberhalb Gesäuse (verändert nach Jungwirth et al., 1996)

Beim ersten Abschnitt handelt es sich um die Fließstrecke zwischen der Mündung der Palten in die Enns bei Selzthal und dem Gesäuseeingang bei der Lauferbauernbrücke. In diesem Bereich der Enns liegt das Gefälle bei 0,5 ‰ und steigt erst bei Admont wieder auf 1,0 ‰ an. Wie viele andere Abschnitte der Enns, hatten auch in diesem Bereich die vergangenen

Verbauungsmaßnahmen eine starke Veränderung des Fließcharakters zur Folge. Als positiv anzumerken sind geringfügig erhöhte Totholzanteile, die in diesem Abschnitt ab Admont vorhanden sind, sowie zwei Stellen an denen die Längsverbauung für kurze Strecken unterbrochen ist, wodurch sich Buchtstrukturen ausbilden konnten. Abgesehen davon, handelt es sich um eine großteils kanalähnliche Strecke mit wenig heterogener Struktur.

Um diesen Zustand zu ändern, wurde innerhalb des LIFE-Projektes „Naturschutzstrategien für Wald und Wildfluss im Gesäuse“ auch das Teilprojekt „Paltenspitz“ vorgenommen. Dieser Bereich liegt nicht mehr im Nationalpark Gesäuse, sondern im angrenzenden Natura 2000-Gebiet „Pürgschachenmoor und ennsnahe Bereiche“ (Abb. 2). Die Palten ist ein rechtsufriger Zubringer der Enns, der den Schoberpass gegen Westen entwässert und über Trieben und Selzthal in Richtung Enns fließt. Dort mündet sie im „Paltenspitz“, dem durch die Regulierungstätigkeit spitz zulaufenden Mündungsbereich, in den Hauptstrom (Abb. 28). Für den Zweck der Renaturierung dieser Flusslandschaft wurden rund fünf Hektar Weidegrund angekauft und ab Oktober 2006 zu einer neuen Mündungsstruktur umgestaltet ([www.nationalpark.co.at](http://www.nationalpark.co.at)).

Im Zuge des Umbaus wurde ein Durchstich zur Enns vorgenommen, um sich dem Bild zu nähern, das die Paltenmündung vor den Regulierungsmaßnahmen bot. Um eine erhöhte Dynamik zuzulassen, wurden alte Ufersicherungen entfernt, sodass die Möglichkeit einer Umgestaltung der Landschaft durch die natürliche Flussbewegung gegeben ist. Durch diese Maßnahmen treffen sich die beiden Gewässer nun in einem breiten Bereich, wodurch je nach vorherrschenden Bedingungen die Fließrichtung zwischen Palten und Enns wechselt. Bei Hochwasser ergibt sich in diesem Durchstich ein beinahe stagnierendes Fließverhältnis.



Abb. 28: Paltenmündung vor (links, flussauf) und nach Umbau (rechts, flussab). Quelle: Foto links: [www.nationalpark.co.at](http://www.nationalpark.co.at), Foto rechts: <http://zepp-cam.at/palten/index.php> (Zugriff am 17.11.2009).

### 2.3.5.2 Abschnitt 2 – Gesäuse

Ab dem Gesäuseeingang wurde nicht mehr befischt, da in diesem Bereich das Gefälle (über 1%) und auch die Strömungsverhältnisse eine Bearbeitung nicht zulassen. Erst ab Enns-km 132 kommt es zu einer Gefällsverminderung, wo aus der Klamm allmählich ein schmales Sohlenkerbtal wird. Aus diesem Grund handelt es sich beim zweiten Untersuchungsabschnitt an der Enns um den Bereich von der Mündung des Gofergabens bis zur Mündung des Zubringers Johnsbach.

In diesem Abschnitt wurden im Zuge des LIFE-Projektes zwei Bereiche renaturiert. Zum einen fällt in diesen Abschnitt die Mündung des Johnsbaches, die im Zuge des Projektes aufgeweitet wurde (siehe auch Kapitel 2.2.5.1 und 2.2.5.2), zum anderen die Lettmair-Au, ein ehemals trocken gefallener Seitenarm, der durch das Projekt eine Wiederanbindung erfahren hat. Mit Baggereinsatz wurde der Seitenarm in den Jahren 2005 und 2006 geöffnet und eine Lenkbuhne eingebaut, um der Silberweidenau wieder mehr Dynamik zu ermöglichen ([www.nationalpark.co.at](http://www.nationalpark.co.at)).

Wie in Abbildung 29 rechts zu erkennen ist, wird der Seitenarm bei Hochwasser gut durchflossen. Die Befischung des Seitenarms fand im September 2009 bei noch erhöhtem Wasserstand statt, bei der Bootsbefischung der Enns im Oktober 2009 bei NMQ (niederes Mittelwasser) wurde allerdings bereits wieder eine stark verringerte Wasserzufuhr aus der Enns in die Lettmair-Au beobachtet. Der Grund dafür ist die Anlandung von Material, das aus der Enns in den Einrinn der Au transportiert und dort abgelagert wird. Dadurch ist die Gefahr groß, dass der Seitenarm in Kürze wieder trocken fallen wird.



Abb. 29: Lettmair-Au flussauf bei Niederwasser (links, 2007) und Hochwasser (rechts, 2009).

## 3 Methodik

### 3.1 Grundlagen der Elektrofischung

Die Fischbestände in den Untersuchungsgebieten werden mittels Elektrofischung erhoben, wobei je nach Gewässergröße unterschiedliche Formen dieser Erfassungsmethode zur Anwendung kommen (siehe Kapitel 3.2 und 3.3). Der Elektrofang beruht auf der Tatsache, dass sich zwischen dem positiven Fangpol (Anode) und dem negativen Scheuchpol (Katode) ein Gleichstromfeld ausbildet (Abb. 30). Fische, die sich in diesem Feld befinden, werden von der Anode angezogen und bewegen sich auf diese zu (Galvanotaxis).

Im nahen Wirkungsbereich des Pols werden die Tiere narkotisiert (Galvanonarkose). Als Stromlieferanten dienen benzinbetriebene Aggregate, die je nach Verwendungszweck am Rücken tragbar sind oder, in stärkerer Ausführung, auf einem Boot transportiert werden können. Nach der Narkotisierung sollten die Fische so schnell wie möglich mit einem Kescher aus dem Wasser befördert und in einen Behälter mit frischem Wasser überführt werden (Muus & Dahlström, 1993). Dort regenerieren sie sich bei richtiger Hälterung innerhalb weniger Minuten, wodurch sie nach beendeter Bearbeitung des jeweiligen Abschnittes sofort wieder in das Gewässer zurückgesetzt werden können.

Obwohl durch die Methode der Elektrofischung großräumige Fischbestandserhebungen in den letzten Jahrzehnten sehr gut möglich gemacht wurden und die Anwendung auch eine gewisse Standardisierbarkeit der Daten gewährleistet, sollte nicht vergessen werden, dass die Methode auch gewisse Nachteile in sich birgt. Zum einen sind der Handhabung mitunter Grenzen gesetzt, da nur Gewässer bis zu einer bestimmten Tiefe und Breite erfasst werden können. Zum anderen wirkt die Elektrofischung je nach Anwendung immer in eine Richtung gröÙenselektiv. Dadurch können unter Umständen Jungstadien oder auch Arten, deren Lebensweise eher an das Substrat und an Strukturen gebunden ist, unterrepräsentiert sein. Dieser Fehler kann allerdings durch die Kombination verschiedener Arten der Elektrofischung verringert werden. So wurde zum Beispiel an der Enns gezielt nach Querdern von Neunaugen gesucht, indem Sand- und Schlammbanken im Uferbereich mittels Handanode für mehrere Minuten befischt wurden. Neunaugen verbringen die Larvenzeit eingegraben in derartigen Substraten und können nur auf diese Weise mittels Elektrofischung erfasst werden. Da diese Methode auch schon bei vorangegangenen Befischungen angewendet wurde, sind die gewonnenen Daten relativ gut vergleichbar.



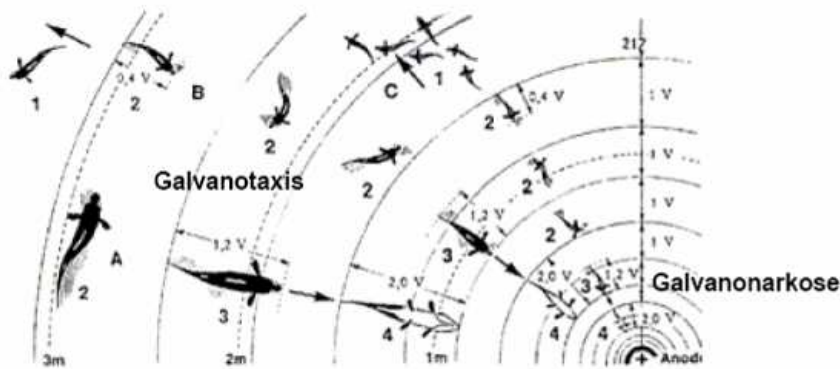


Abb. 30: Schema einer Elektrobefischung. Dargestellt ist der Wirkungskreis der Anode sowie die Bereiche, in denen Galvanotaxis bzw. Galvanonarkose eintreten (Muus & Dahlström, 1993).

### 3.2 Watbefischung

Um eine Erfassung des aktuellen fischökologischen Zustandes möglich zu machen, wurde im Johnsbach sowie in der Lettmaier Au, eine Watbefischung durchgeführt. Diese Methodik eignet sich laut Haunschmid et al. (2006a) sehr gut, um Gewässer mit einer Breite von bis zu 15 Metern (kleiner Fluss) auf ganzer Gewässerbreite zu befischen. Auf diese Weise ist es möglich, den gesamten Fischbestand repräsentativ zu erfassen. Üblicherweise werden innerhalb eines Abschnittes zwei bis drei Befischungs-Durchgänge (Runs) durchgeführt und mittels der abnehmenden Anzahl der gefangenen Individuen nach der Methode von DeLury (1947) bzw. Seber (1965) auf den Gesamtbestand hochgerechnet.

Da im Johnsbach die Anzahl der im ersten Durchgang gefangenen Fische in einigen Abschnitten sehr gering war, wurde in diesen Strecken auf die Durchführung eines zweiten Durchganges verzichtet und stattdessen eine Schätzung des Fangerfolges vorgenommen.

Watbefischungen erfolgen immer flussaufwärts, wobei die Anzahl der verwendeten Aggregate von der Gewässerbreite abhängig ist. Eine einzelne Handanode deckt eine Fläche mit dem Radius von 1,5 m ab, dieser Wirkungsbereich kann allerdings durch tastende Bewegungen gegen alle Seiten erhöht werden. Nach Haunschmid et al. (2006a) soll pro 5 m benetzter Breite eine Polstange eingesetzt werden. Im Fall des Johnsbaches wurden pro Abschnitt jeweils zwei Elektroaggregate verwendet. Zusätzlich wurde diese Befischungsmethode auch an der Enns in einem Seitenarm (Lettmair-Au) angewendet, wobei hier allerdings nur ein Elektroaggregat zum Einsatz kam.

Bei einer Watbefischung besteht jedes Team aus 3 Personen: ein Aggregatsträger, der von je einer Person mit Kescher und einer Person mit Kübel begleitet wird, um die betäubten Fische möglichst rasch aus dem Stromfeld befördern zu können. Die gefangenen Individuen

werden dann, nach Runs getrennt, vermessen, protokolliert und nach fertiger Bearbeitung der jeweiligen Strecke wieder in das Gewässer rückgeführt.



Abb. 31: Watbefischung am Johnsbach

Im Fall zweier Durchgänge wird der Fischbestand mittels der Formel von Seber (1965) berechnet. Durch die Fangergebnisse der einzelnen Runs wird eine lineare Regression erstellt, wobei am Schnittpunkt der x-Achse mit der Regressionsgeraden die theoretische Gesamtstückzahl abzulesen ist. Im Fall nur eines Durchgangs wird der Bestand anhand der Fangerfolgschätzung hochgerechnet.

Um die Standardisierbarkeit der Daten zu gewährleisten, muss im Anschluss ein Flächenbezug durch Hochrechnungen auf Individuen und Biomasse (kg) pro 100 Meter bzw. pro Hektar hergestellt werden.

### 3.3 Bootsbesfischung

Im Untersuchungsgebiet der Enns wurde auf Grund der Breite und Tiefe des Gewässers die Elektrobefischung mithilfe von speziell ausgerüsteten Schlauchbooten durchgeführt. Derartige Bootsbesfischungen erfolgen immer flussab mit der Strömung, wobei im Querschnitt des Gewässers jeweils Streifen mit charakteristischer Struktur besfischt werden. Auf diese Art kann der Fischbestand dann auf das gesamte Querprofil des Flusses hochgerechnet werden. Im Fall der Enns wurden zwei verschiedene Boote eingesetzt, ein großes und ein kleines Schlauchboot. Am Vorderende des großen Bootes ist ein Rechen angebracht, von dem aus 10 Anoden in das Gewässer reichen. Die Katode befindet sich am hinteren Ende des Bootes. So wird im Bereich zwischen den Elektroden ein elektrisches Feld aufgebaut,

wodurch die Fische im Radius von ca. 6 m und einer Tiefe von ungefähr 3 m narkotisiert und angezogen werden. Die Mannschaft dieses Bootes besteht aus vier Personen. Zwei Kescherführer stehen am Bug und können auf diese Weise die Fische im Bereich des Rechens optimal einholen und so an Bord befördern, wobei eine dieser Personen für die alternierende Betätigung des Totmannschalters verantwortlich ist, mit dem das Spannungsfeld im Gewässer aufgebaut wird. An Bord des Bootes befindet sich ein großer Behälter, in dem die Fische während der Bearbeitung eines Streifens gehältert werden. Ein weiteres Mitglied der Mannschaft ist beim Entleeren der Kescher in den Behälter behilflich. Zusätzlich wird noch ein kundiger Bootsführer benötigt, der mit der sicheren Handhabung des Bootes vertraut sein sollte. Sofort nach beendeter Bearbeitung eines Streifens werden die Fische vermessen und protokolliert, um danach wieder in das Gewässer entlassen werden zu können.

Als Zusatz zum großen Boot wird ein kleineres Schlauchboot eingesetzt, um flache Uferstrukturen zu erfassen. Anstelle des großen Rechens wird hier eine Polstange verwendet, die von Hand geführt wird. Damit können auch komplexe Uferstrukturen wie Totholz und seichte Schotterbereiche optimal erfasst werden. Die Mannschaft besteht in diesem Fall aus drei Personen: einem ausgebildeten Bootsführer, einem Polstangen- und einem Kescherführer. Auch in diesem Fall werden die gefangenen Fische an Bord in ein Behältnis mit frischem Wasser überführt und sofort nach Bearbeitung eines Streifens vermessen, protokolliert und wieder in das Gewässer entlassen.

Auch im Fall der Bootsbefischungen wird neben den gefangenen Fischen und der Struktur des befischten Streifens eine Schätzung des Fangerfolges protokolliert. Diese Angaben werden dann bei der Auswertung der Fangergebnisse in die Biomasse- und Dichteberechnungen miteinbezogen.

Tab. 11: Kenngrößen der verwendeten Elektrofangboote.

	"Kleines Boot"	"Großes Boot"
<b>Einsatzbereich:</b>	kleine Fließgewässer, Ufer mittelgroßer Gewässer	mittelgroße Fließgewässer
<b>Länge:</b>	4,1 m	5,1
<b>Breite:</b>	1,7 m	1,9 m
<b>Gewicht inkl. E-Aggregat:</b>	80 kg	280 kg
<b>E-Aggregat:</b>	5 kW	8 kW
<b>Anode:</b>	Polstange	Rechen mit 10 Anoden
<b>Außenbordmotor:</b>	15 PS	40 PS
<b>Mannschaft:</b>	3 Personen	4 Personen



Abb. 32: „Großes Boot“.



Abb. 33: Befischung einer Schotterbank mit dem „kleinen Boot“.

### 3.3.1 Die Streifenbefischungsmethode (Schmutz et al., 2001)

Um das gesamte Untersuchungsgebiet und seine unterschiedlichen Strukturen optimal zu erfassen, wird die Streifenbefischungsmethode nach Schmutz et al. (2001) angewendet. Anhand dieser Arbeitsweise werden verschiedene Streifentypen des Gewässers mittels Boot befischt und protokolliert als Prallufer, versetztes Prallufer, Mitte, Gleitufer oder versetztes Gleitufer. Die Mittelwerte der Fangzahlen der verschiedenen Streifentypen werden entsprechend der jeweiligen Gewässerbreite aufsummiert, wodurch Vergleiche zu anderen Gewässern bzw. zu vorhergegangenen Untersuchungen möglich werden (Abb. 34). An der Enns wurde bei vorhergegangenen Befischungen die verschiedenen Streifentypen wie folgt addiert: 1x Prallufer, 1x versetztes Prallufer, 3x Mitte, 1x versetztes Gleitufer, 1x versetztes Gleitufer.

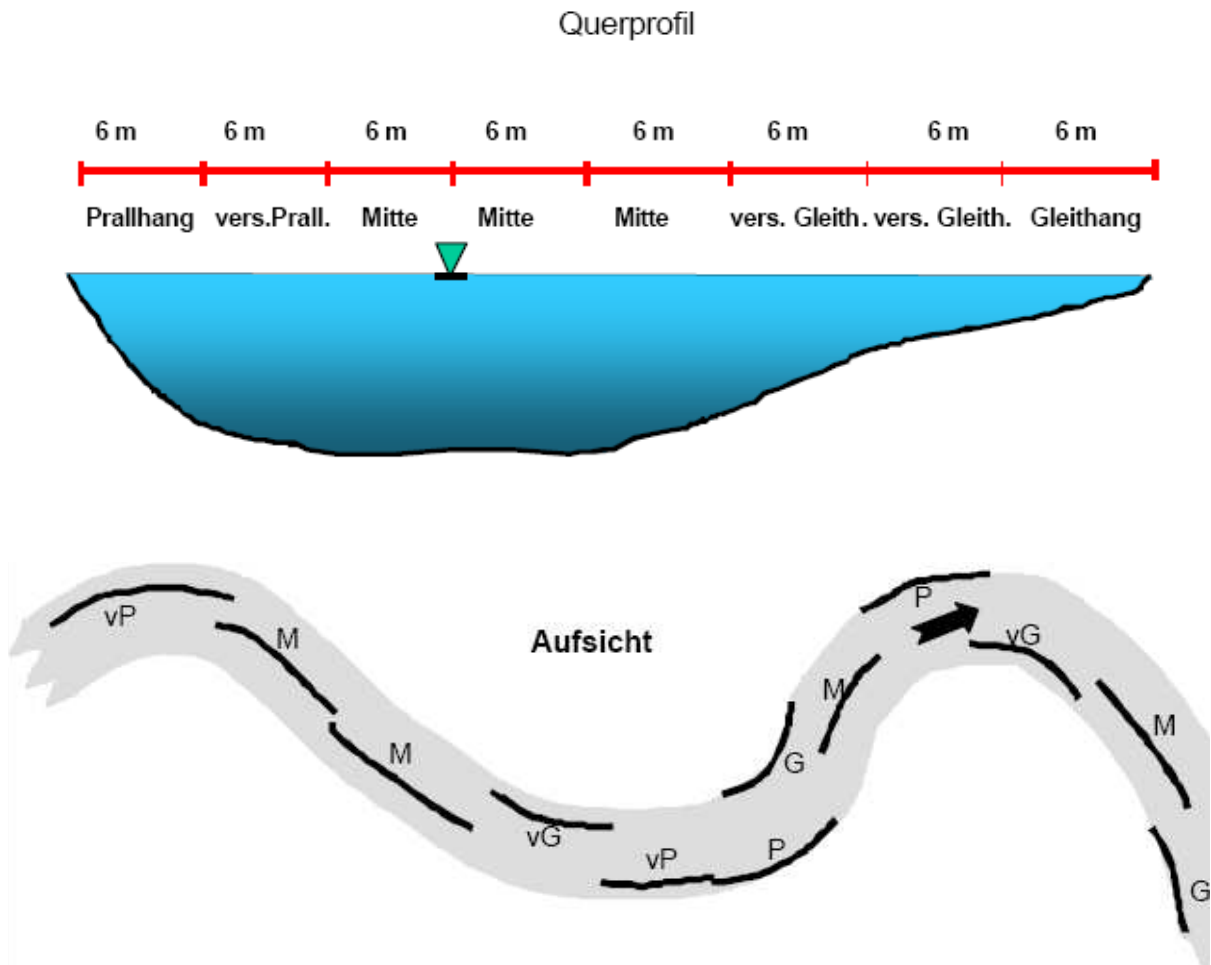


Abb. 34: Schematische Darstellung der Streifenbefischung im Querprofil (oben) und Aufsicht (unten) (Schmutz et al., 2001).

Im Falle der diesjährigen Befischung wurde diese Methode adaptiert, indem die Streifentypen nun als Ufer Schotterbank, Ufer Schotterbank versetzt, Mitte, Ufer strukturiert (z.B. Bühnen, überhängende Ufervegetation, Totholz), Ufer unstrukturiert (z.B. Blockwurf), versetztes Ufer strukturiert und versetztes Ufer unstrukturiert bezeichnet werden. Damit sollten zukünftig Unterschiede zwischen der monotonen Strecke des 1. Abschnitts im Vergleich zur heterogenen Gesäusestrecke besser berücksichtigt werden können. Ein Querprofil der Enns setzt sich in diesem Fall zusammen aus: 1x Ufer Schotterbank, 1x Ufer Schotterbank versetzt, 3x Mitte, ½ Ufer strukturiert, ½ Ufer unstrukturiert, ½ versetztes Ufer strukturiert, ½ Ufer unstrukturiert. Diese Summe von sieben befishen Streifen ergibt sich bei einer Flussbreite von 42 m, da für das große Boot eine Wirkungsbreite von 6 m angenommen wird.

### 3.3.2 Berechnung von Dichte und Biomasse in der Enns

Um den Fehler auszugleichen, der durch die selektive Methode des Elektrofischens entsteht (kleinere Fische werden schwerer erfasst; bei hoher Dichte können nicht alle Fische gekeschert werden), wird der protokollierte Fangerfolg verwendet, um die tatsächlich gefangenen Fische pro Streifen auf den Gesamtbestand, also 100%, hochzurechnen. Mit diesen Individuenzahlen wird die Abundanz des Fischbestandes berechnet. Die Biomasse in kg wird je nach Art über charakteristische Längen-Gewicht-Regressionen errechnet. Die berechneten Werte für Abundanz und Biomasse werden im Anschluss, zwecks Vergleichbarkeit einzelner Abschnitte bzw. charakteristischer Strukturen, auf eine Flusslänge von 100 m bzw. auf eine Wasserfläche von 1 ha bezogen. Allerdings werden diese Berechnungen an der Enns nur für die Hauptfischarten Bachforelle (*Salmo trutta*), Äsche (*Thymallus thymallus*) und Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) sowie für die FFH-Art Huchen (*Hucho hucho*) durchgeführt, um eventuelle, durch die Maßnahmen erreichten, Veränderungen im Vorkommen dieser gefährdeten Fischart zu zeigen.

Alle anderen in der Enns vorkommenden Arten eignen sich nicht für derartige Berechnungsmethoden, da sie im Untersuchungsgebiet in zu geringer Stückzahl vorkommen oder aufgrund ihrer Lebensweise methodisch durch eine Elektrofischung nicht in ausreichendem Maße quantifizierbar sind. Beispiele hierfür wären zum einen die Koppe (*Cottus gobio*), die aufgrund ihrer fehlenden Schwimmblase an das Leben am Gewässergrund gebunden ist oder das Donaubachneunauge (*Eudontomyzon vladykovi*), dessen Larvenstadien im lehmigen Substrat vergraben sind und dadurch nur in Einzelfällen mittels Elektrofischung erfasst werden können.

## 3.4 Bewertung des fischökologischen Zustandes

Durch die EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), die im Dezember 2000 in Kraft getreten ist, wurden EU-weit neue gesetzliche Rahmenbedingungen geschaffen, um den Umgang mit Gewässern in eine ökologisch orientierte Richtung zu lenken. Im Zuge dieser Richtlinie soll für alle Binnengewässer im EU-Raum bis zum Jahr 2015 zumindest ein „guter ökologischer Zustand“ (entspricht einem Zustand, der von den natürlichen Referenzbedingungen nur in geringem Maße abweicht) erreicht werden. Der aktuelle Zustand wird, neben chemischen und physikalischen Komponenten, durch die Zusammensetzung der Biozönose der Gewässer erhoben. Hierfür spielen also auch die Fischvorkommen in Arten- und Individuenzahlen eine bedeutende Rolle. Anhand dieser Daten wird dann eine Defizitanalyse erstellt. Diese zeigt, inwieweit der aktuelle Zustand vom gewässertypspezifischen Leitbild, das dem „sehr guten ökologischen Zustand“ entspricht, abweicht. So soll bestimmt werden, in welcher Art und Weise Maßnahmen gesetzt werden müssen, hinsichtlich der

Gewässergüte, Morphologie, der Hydrologie und des Gewässerkontinuums. In der aktuellen Studie wird das Schema von Haunschmid et al. (2006b) herangezogen, in der die Zustandsbewertung rechnerisch anhand einer Datenmatrix erfolgt und in fünf Zustandsklassen von 1 bis 5 resultiert. Hierbei entspricht ein fischökologischer Zustand von 1 (Klassengrenzen 1,0 bis <1,5) dem Referenzzustand und damit, die Fischbiozönose betreffend, dem „sehr guten ökologischen Zustand“ nach der WRRL. Zustandsklasse 2 (Klassengrenzen 1,5 bis <2,5) entspricht somit dem „guten ökologischen Zustand“. Schlechtere Bewertungen als Stufe 2 (Zustandsbewertung ab 2,5) bedeuten einen ungenügenden Zustand und somit Handlungsbedarf aus fischökologischer Sicht.

Bewertet werden bei Anwendung dieser Methodik vier Komponenten, die den Fischreichtum charakterisieren sollen. Zum einen wird die Biomasse (kg/ha) erhoben, die Artenzusammensetzung (Anzahl gewässertypspezifischer Leit- und Begleitarten, Ökologische Gilden), der Fischregionsindex (Maßzahl für die gewässertypspezifische Fischartenverteilung) sowie die Populationsstruktur, um das Naturaufkommen zu bewerten. Nach Haunschmid et al. (2006b) wird die **Biomasse (kg/ha)** aus dem Fangergebnis ermittelt und in weiterer Folge in die Datenmatrix eingetragen. Rechnerisch fließen diese Werte zwar nicht in die Zustandsbewertung ein, allerdings können sie im Fall eines Zustandes der Klasse 4 (Ist-Zustand <50 kg/ha) oder Klasse 5 (Ist-Zustand <25 kg/ha) als „K.O.-Kriterium“ geschaltet werden. Dadurch ist bei einer Unterschreitung der Grenzwerte (Bewertungsstufe 4 bzw. 5) keine Gesamtbewertung möglich, die besser als das „K.O.-Kriterium“ ist, auch wenn die Gesamtbewertung rechnerisch besser ausfallen würde. Es gibt allerdings die Möglichkeit, dieses „K.O.-Kriterium“ inaktiv zu schalten, um Gewässer, die natürlicherweise eine hohe Geschiebeführung aufweisen, zu berücksichtigen. Da der Johnsbach dieser Charakterisierung im Unterlauf entspricht, wurde diese Vorgehensweise 2005 in den Strecken 1 bis 3 angewendet und für die aktuellen Daten entsprechende Einstellungen am Leitbild vorgenommen (siehe Kapitel 3.4.1.1).

Die **Anzahl der Leit- und Begleitarten sowie der ökologischen Gilden** (Strömungspreferenz und Reproduktion) wird anhand des gewässertypspezifischen Leitbildes der Datenmatrix ermittelt, wobei die ebenfalls in die Matrix übertragenen Fangergebnisse als Basis dienen. Diese Teilbewertung geht rechnerisch in die Gesamtbewertung ein.

Nach Haunschmid et al. (2006b) werden die folgenden Häufigkeitsstufen definiert:

**Als Leitart (L)** werden jene Arten angesehen, die in dem jeweiligen Gewässer häufig vorkommen und den Bestand dominieren. Sie haben durch die Tatsache, dass sie entweder permanent im Gewässer vorkommen bzw. zumindest zeitweise in großer Anzahl auftreten

(z.B. durch Laichwanderungen), einen hohen Zeigerwert für das Gewässer. Auch größere Raubfische, die nur in geringerer Anzahl vorkommen, können durch ihre vorrangige Position in der Nahrungskette als Leitart fungieren.

**Typische Begleitarten (B)** bezeichnen Arten, die nach dem charakteristischen Leitbild permanent im Gewässer vorkommen, allerdings nur in mäßiger Häufigkeit. Noch seltener und teilweise nur sporadisch leben **Seltene Begleitarten (S)** im zu analysierenden Gewässer. Im Gegensatz zu den häufigen Leitarten, kommen diese beiden Häufigkeitsstufen eher selten im Hauptfluss vor, sondern konzentrieren sich bevorzugt auf Uferbereiche und bis ins Umland reichende Nebengewässer.

Um eine zufriedenstellende Gesamtbewertung zu erreichen, müssen alle Leitarten des zu bewertenden Gewässers in vollständiger Anzahl und mit typischem Populationsaufbau vertreten sein. Bei Begleitarten wirken sich Veränderungen im Populationsaufbau weniger stark aus, erst das vollständige Fehlen einer Art verursacht eine Ergebnisverschlechterung in der Gesamtbewertung. Bei seltenen Begleitarten sind üblicherweise nie alle potentiell vorkommenden Arten in einem Gewässer nachzuweisen, deshalb kommt ihnen innerhalb des Bewertungsvorganges nur eine geringe Bedeutung zu.

Eine weitere Teilbewertung, mit deren Hilfe die Gesamtbewertung errechnet wird, ist die Berechnung des aktuellen **Fischregionsindex**. Dieser setzt sich aus den Häufigkeiten einzelner Arten und deren artspezifischen Fischregionsindices zusammen. Der nächste Schritt ist ein Vergleich des aktuellen Index mit dem des Referenzzustandes eines Gewässers. Der errechnete Fischregionsindex kann ebenfalls als „K.O.-Kriterium“ wirken, falls er mit mehr als 0,6 Indexpunkten vom Leitbild abweicht (entspricht einer Bewertung der Stufe 3).

Die letzte Komponente, die rechnerisch in die Gesamtbewertung einfließt, ist die **Einschätzung der Populationsstruktur**, die auf einer Betrachtung der Längen-Häufigkeits-Verteilung durch Experten beruht. Bewertet werden dabei die Naturaufkommen einzelner Arten, die speziell im Epi- und Metarhithral eine hohe Bedeutsamkeit besitzen. Jeder Leitart sowie jeder typischen Begleitart werden Werte zwischen 1 und 5 zugeordnet, wobei z.B. die Stufe 2 einen zu geringen Jungfischanteil und Stufe 3 das völlige Fehlen von Jungfischen bedeuten würde.

#### 3.4.1.1 Fischökologisches Leitbild am Johnsbach

Laut Jungwirth et al. (1996) ist der Johnsbach als geschiebeführender Wildbach zu klassifizieren. Zusätzlich gilt es, den Wechsel vom Unterlauf (bis ca. 1,5 km von der



Mündung flussauf), der fischökologisch gesehen zum Metarhithral zählt, zum Mittellauf, der dem Epirhithral zugeordnet wird, zu beachten. Durch diese Unterteilung gibt es auch Unterschiede in der Artenzusammensetzung der gewässertypspezifischen Leitbilder, die in der Bewertung berücksichtigt werden müssen. Aus diesem Grund werden am Johnsbach, wie auch schon im Jahr 2005, zwei verschiedene Leitbilder nach Haunschmid et al. (2006b) angewendet.

Die Referenz für den **Mündungsbereich (Abschnitt 1)** stellt das Leitbild des Metarhithrals eines geschiebeführenden Wildbaches dar. Dieses enthält als Leitarten die Bachforelle und die Koppe. Die Äsche und die Aalrutte ergänzen als seltene Begleitarten das Artenspektrum. Im Gegensatz zum Prämonitoring im Jahr 2005, bei dem für den Abschnitt 1 ein adaptiertes Leitbild verwendet wurde, sodass die Koppe nicht als Leitart, sondern nur als seltene Begleitart eingestuft wurde, wurde für das Postmonitoring keine Änderung des Leitbildes bezüglich der Artenzusammensetzung vorgenommen. Wie schon im Jahr 2005 wurden allerdings die Abschnitte 1, 1.1, 2, 2.1 und 3 als stark geschiebeführend klassifiziert, sodass in diesen Strecken eine geringe Biomasse nicht als „K.O.-Kriterium“ wirkt. Nur für den Abschnitt 4 wurde diese Anpassung nicht vorgenommen, da in dieser Strecke der Geschiebetrieb nicht mehr derart ausgeprägt ist.

Der **Abschnitt 1.1** wurde ebenfalls noch dem Metarhithral zugeordnet, wobei hier als zusätzliche Anpassung die Koppe nicht mehr als Leitart, sondern nur noch als seltene Begleitart angegeben wurde. Die Vorhersage, wie weit die Koppe bei vollständiger Passierbarkeit in den Johnsbach aufsteigen würde, ist sehr schwer zu treffen und ihre Rolle in der Gesamtartenzusammensetzung daher fraglich.

Die weiteren **Abschnitte 2, 2.1, 3 und 4** werden dem Epirhithral zugeordnet, das im Leitbild nur die Bachforelle enthält, zumal hier weder historische, noch aktuelle Belege für Koppenvorkommen im Johnsbach gefunden wurden.

#### **3.4.1.2 Fischökologisches Leitbild an der Enns**

Nach Haunschmid et al. (2006b) zählt die Enns zur Bioregion „Kalkvoralpen und nördliche Kalkhochalpen“, wobei das Leitbild „Hyporhithral groß“ zum Einsatz kommen sollte. Während für die Vorerhebung im Jahr 2006 (Wiesner et al., 2008) das Leitbild nach Haunschmid et al. (2006b) mit einer Ergänzung des Neunauges angewendet wurde, wurden die Ergebnisse im heurigen Jahr anhand einer adaptierten Fassung des Leitbildes nach Woschitz et al. (2007) bewertet. In diesem Fall kommen zwei Leitbilder zum Einsatz, um die natürlichen Unterschiede zwischen den beiden Abschnitten „Ober Gesäuse“ und „Gesäuse“ zu berücksichtigen. Vor ihrer Regulierung zeigte die Enns im Abschnitt „Ober Gesäuse“ einen mäandrierenden Verlauf, wodurch ein historischer Fischbestand mit vermehrt potamaler

Artenzusammensetzung zu erwarten wäre (Foramitti, 2008). Eine Änderung des Leitbildes erscheint aus diesem Grund sinnvoll.

Das Donaubachneunauge (*Eudontomyzon vladykovi*) gilt als Leit- bzw. typische Begleitart im Untersuchungsgebiet. Die oftmals verwendete Bezeichnung *Eudontomyzon mariae* (Ukrainisches Bachneunauge) ist nicht für die Populationen von Mur und Enns gültig, da hiermit eine morphologisch unterscheidbare andere Art anzusprechen wäre. Querder von *E. vladykovi* sind nicht gesprenkelt, im Gegensatz zu jenen von *Eudontomyzon mariae* (Kottelat & Freyhof, 2007). Mangels adulter Exemplare wurde die Bestimmung nur aufgrund dieses Merkmals und der Verbreitungsangaben in Kottelat & Freyhof (2007) durchgeführt. *Eudontomyzon vladykovi* ist daher aus taxonomischer, morphologischer und zoogeographischer Sicht die korrekte aktuelle Bezeichnung (Kottelat & Freyhof, 2007).

### 3.5 Schwellenkartierung am Johnsbach

#### 3.5.1 Kartierung im September 2009

Zum Zeitpunkt der Befischung im September 2009 wurde auch eine Kartierung von 27 Schwellen im befischten Abschnitt des Johnsbachs durchgeführt, wobei diese Untersuchungen nicht Inhalt des LIFE-Projektes darstellen. Ziel dessen war eine Analyse der Fischpassierbarkeit dieser Hindernisse. Um dies zu ermöglichen, wurden entlang jedes untersuchten Querbauwerkes Messungen der Fließgeschwindigkeiten sowie der Höhe durchgeführt. Die Fallhöhe ist mit  $\Delta h$  gekennzeichnet und beschreibt den Höhenunterschied von Wasserspiegel zu Wasserspiegel. Da im Bereich unterhalb der Schwellen im September 2009 stets Kolke ausgebildet waren, wurde an diesem Termin auf eine Erhebung dieses Parameters verzichtet. Um die Fließgeschwindigkeiten zu messen, wurde ein „Flow-mate“ verwendet, die Absturzhöhen wurden mit einer handelsüblichen Messlatte festgestellt und dann protokolliert. Zusätzlich wurde auch die Breite (gesamte und benetzte Breite) jedes Querbauwerkes mithilfe eines Distanzmessers (Abb. 35) aufgenommen.



Abb. 35: Kartierung der Schwellen im Johnsbach mittels Messung der Breite, Absturzhöhe und Fließgeschwindigkeiten.

### 3.5.2 Kartierung im Dezember 2009

Die ersten Untersuchungen der Schwellen im Johnsbach fanden im September bei erhöhter Wasserführung statt. Um auch die Verhältnisse von Fließgeschwindigkeiten und Fallhöhen bei Niederwasser zu untersuchen und auch die erneuten, im Oktober 2009 durchgeführten, Maßnahmen in die Kartierung mit einzubeziehen, wurden weitere Untersuchungen im Dezember 2009 als notwendig erachtet. In diesem Fall wurden nur noch 17 der vorher 27 Schwellen vermessen.

Vor allem im Abschnitt 1.1 wurde die Anzahl der vermessenen Schwellen im Vergleich zum September 2009 stark verringert. Hier wurden im Dezember nur zwei der ursprünglich 11 kartierten Schwellen noch einmal bearbeitet. Dies liegt zum einen daran, dass die erneuten Maßnahmen nur im unteren Bereich des Abschnittes vorgenommen wurden, zum anderen waren im Dezember 2009, zum Zeitpunkt der zweiten Kartierung, die flussauf gelegenen Hindernisse großteils stark mit Eis verlegt, sodass eine Vermessung nicht vorgenommen werden konnte.

Bei den beiden kartierten Querbauwerken im Abschnitt 1.1 handelt es sich um die Schwellen 1.1a, die im Rahmen der weiteren Maßnahmen im Oktober 2009 eine nochmalige Anpassung erfuhr sowie die Schwelle 1.1b, unter der im Zuge dieser erneuten Schritte Raubäume gesetzt wurden, um die Materialanlandung zu fördern (siehe Kapitel 2.2.5.4).

Diese Untersuchungen wurden im Dezember bei Niederwasser durchgeführt, da dieser Abfluss üblicherweise über mehrere Tage stabil bleibt und die Arbeit im Fluss leichter ermöglicht.

Im Vergleich zur Kartierung im September 2009 wurden im Dezember neben Fließgeschwindigkeiten und Fallhöhen auch weitere Parameter nach Ovidio et al. (2007; Abb. 36) aufgenommen. Wie auch in der Studie von Ovidio et al. (2007), wurden potentielle Fischwege über Querbauwerke hinweg mithilfe der in Abb. 36 gezeigten Parameter vermessen und dann in Abbildungen der Schwellen eingezeichnet (exemplarisch in Abb. 37). Mithilfe der aufgenommenen Charakteristika der Hindernisse lässt sich im Falle eines senkrechten Absturzes („Fall“) ein Verhältnis des Kolks unterhalb der Schwelle (Kolkentiefe = Plunge Pool) zur Höhe des Absturzes (Hindernishöhe = Crest elevation) berechnen. Bei rampenförmigen Hindernissen („Chute“) ist es durch die Vermessung von Länge und Höhenunterschied möglich, den Grad der Steigung zu kalkulieren. Mit den dadurch gewonnenen Daten kann infolgedessen ein Vergleich zu dieser Studie gezogen werden. In der Vergangenheit wurde schon häufiger die Besenderung und radiotelemetrische Verfolgung von Fischen verwendet, um genaue Aussagen über die Passierbarkeit von Fluss-Querbauwerken machen zu können (z.B. Ovidio et al., 2007; Rustadbakken et al., 2004;

Parkinson et al., 1999). Das dadurch entstandene Wissen über fischpassierbare Kolk/Absturz-Verhältnisse kann weiterer Folge auch zukünftig helfen, Bauwerke auf ihre fischökologische Funktion hin zu beurteilen.

Am Johnsbach wurden die jeweiligen potentiellen Fischwege über ein Hindernis nach subjektivem Ermessen ausgewählt. Nur an Schwellen, an denen eine Fischwanderung über das Querbauwerk schwierig erschien, wurden derartige potentielle Routen festgelegt, um beurteilen zu können, ob z.B. trotz erhöhter Fallhöhen eine Passage möglich erscheint. An Hindernissen, die entlang ihrer Breite großteils als überwindbar beurteilt wurden, wurden diese Messungen nach Ovidio et al. (2007) nicht durchgeführt.

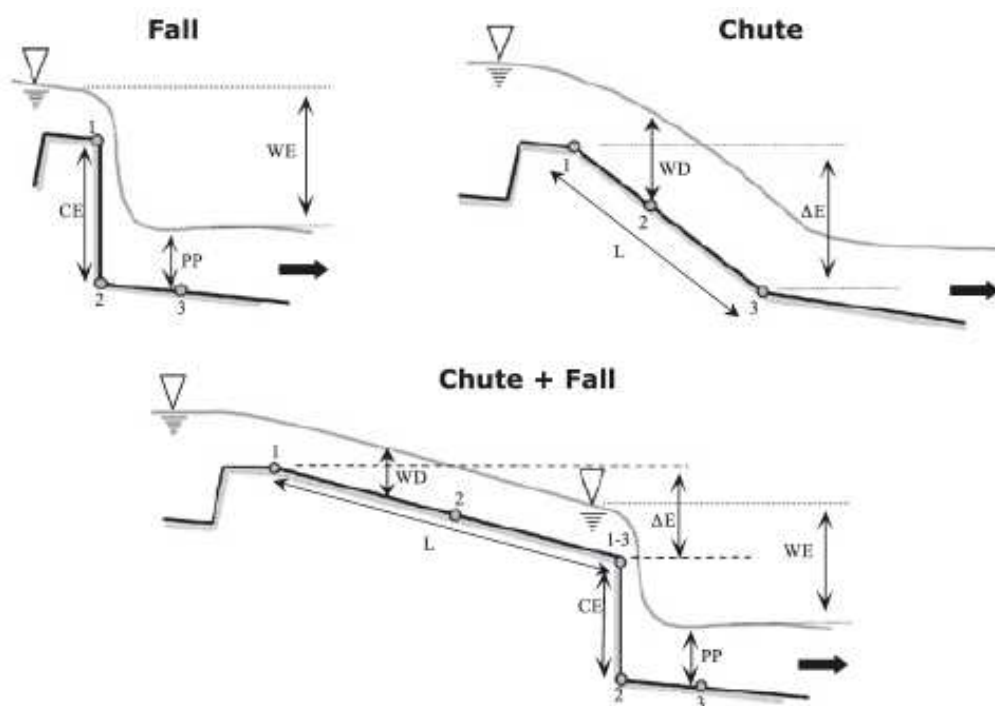


Abb. 36: Schema für die Charakterisierung von Hindernissen in Gewässern. „Fall“ charakterisiert einen geraden Abfall (WE: Water surface elevation=Wasserfallhöhe, CE: Crest elevation=Hindernishöhe, PP: Plunge Pool=Kolk), „Chute“ eine rampenartiges Hindernis (WD: Water depth=Wassertiefe (auf Rampe), L: Length=Länge, ΔE: Elevation=Höhenunterschied). „Chute+Fall“ kennzeichnet eine Kombination aus beidem (aus Ovidio et al. 2007).



Abb. 37: Abbildungen ausgewählter Schwellen mit Kennzeichnung der potentiellen Fischwege. (Siehe Tabellen 21 bis 23 für Ergebnisse der Charakteristika der potentiellen Fischwege).

### 3.6 Weitere fischökologische Inhalte des LIFE-Projektes

Weitere Maßnahmen, die im Rahmen des LIFE-Projektes durchgeführt wurden, sollen an dieser Stelle nur kurz vorgestellt werden, da diese nicht Gegenstand der Masterarbeit sind.

Zum einen wurde in den Jahren 2006, 2007 und 2008 ein Besatz des Strömers (*Telestes souffia*) vorgenommen, wobei die Basis hier generelle Artenschutzüberlegungen darstellten. Das Besatzmaterial stammte von Ennsfischen ab (Laichgewässer Neustiftgraben), die in Scharfling, Fischzucht Kreuzstein, erbrütet wurden. Genauere Angaben hierzu lassen sich im Bericht „Naturschutzstrategien für Wald- und Wildfluss im Gesäuse – Postmonitoring Fischökologie“ (Wiesner et al., 2010) finden.

In den Jahren 2007 und 2008 wurden, zusätzlich zu den Hauptbefischungen, außerdem noch Strukturbefischungen in den direkten Bereichen der Maßnahmenumsetzungen vorgenommen, um den Erfolg dieser flussbaulichen Schritte genauer beurteilen zu können. Hierbei konnten in einigen Bereichen mehrere indifferente Arten (Elritze, Hecht, Rotauge, Flussbarsch) sowie eine stagnophile Art (Schleie) nachgewiesen werden. Für die Betrachtung der ausführlichen Ergebnisse sei an dieser Stelle wieder auf den Bericht von Wiesner et al. (2010) verwiesen.

## 4 Ergebnisse

### 4.1 Johnsbach

#### 4.1.1 Fischbestand im Untersuchungsgebiet

Tab. 12: Übersichtstabelle des gesamten Untersuchungsabschnittes.

ID	Gewässer	Beschreibung	Länge (m)	Breite (m) im Mittel	Individuen	Bachforelle (%)	Fischarten	Ind./100m	kg/100m	Ind./ha	kg/ha
1	Johnsbach	Mündung	197	10	36	58,3	3	22,84	0,67	220,16	6,42
1.1	Johnsbach	Webcam	1048	9	57	89,5	3	5,44	0,39	59,45	4,22
2	Johnsbach	Furkation	243	8,7	16	87,5	3	6,58	1,03	76,05	11,93
2.1	Johnsbach	Sohlrampe	276	7,7	23	87,0	3	8,33	0,87	109,63	11,40
3	Johnsbach	unter Tunnel	120	10	11	100,0	1	13,10	0,66	130,95	6,59
4	Johnsbach	ober Tunnel	87	12	46	100,0	1	53,36	2,38	444,65	19,83
Summe			1971		189	86,2	5				
Mittelwert				9,1				10,31	0,67	112,37	7,26

Tab. 13: Individuenanzahl jeder Art pro Abschnitt.

Fischart	Individuen pro Abschnitt						
	Abschnitt 1	Abschnitt 1.1	Abschnitt 2	Abschnitt 2.1	Abschnitt 3	Abschnitt 4	Gesamt
Bachforelle	21	51	14	20	11	46	163
Äsche	1	-	1	1	-	-	3
Koppe	14	-	-	-	-	-	14
Regenbogenforelle	-	3	-	2	-	-	5
Elsässer Saibling	-	3	1	-	-	-	4
Summe	36	57	16	23	11	46	189

Im gesamten Untersuchungsgebiet wurden insgesamt 189 Fische aus fünf Arten gefangen. Nachgewiesen wurden 163 Bachforellen - *Salmo trutta* (86,2%), 14 Koppen - *Cottus gobio* (7,4%), 5 Regenbogenforellen - *Oncorhynchus mykiss* (2,6%), 4 Elsässer Saiblinge - *Salvelinus umbla x fontinalis* (2,1%) und 3 Äschen - *Thymallus thymallus* (1,6%). Erwähnt werden muss dabei, dass alle Individuen der Koppe ausschließlich im Mündungsbereich (Abschnitt 1A) gefangen wurden.

Insgesamt wurde im Johnsbach eine Strecke von 1.971 m mit einer mittleren Breite von 9,1 m befischt. Der Durchschnitt aller Abschnitte ergibt eine Abundanz von 10,31 Ind./100 m bzw. 112,37 Ind./ha und eine Biomasse von 0,67 kg/100 m bzw. 7,26 kg/ha. Auf eine Fläche von einem Hektar berechnet, ist der Abschnitt 4 (ober Tunnel) mit 444,65 Individuen/ha der mit Abstand individuenreichste. Auch die Biomasse ist in diesem Bereich mit 19,83 kg/ha am

höchsten. Der Abschnitt mit der zweithöchsten Abundanz ist Abschnitt 1 (220,16 Ind./ha), wobei hier die Biomasse mit 6,42 kg/ha eher gering ist, da aus diesem Bereich die 14 gefangenen Koppen stammen, die zwar einen Einfluss auf das Abundanz-Ergebnis haben, aber durch ihr geringes Gewicht nur einen kleinen Teil der Biomasse ausmachen. Die nächsthöhere Abundanz wurde im Abschnitt 3 mit 130,95 Ind./ha nachgewiesen, wobei auch hier die verhältnismäßig geringe Dichte auffällt, die nur 6,59 kg/ha beträgt. Die Abschnitte 2 und 2.1 haben mit 11,93 kg/ha und 11,40 kg/ha sehr ähnliche Biomasseergebnisse, in der Dichte unterscheiden sie sich allerdings erheblich, da für Abschnitt 2 eine Dichte von nur 76,05 Ind./ha und für Abschnitt 2.1 eine Dichte von 109,63 Ind./ha errechnet wurde. Der Abschnitt mit dem mit Abstand geringsten Fischvorkommen ist Abschnitt 1.1. Hier konnte nur eine Dichte von 59,4 Ind./ha und eine Biomasse von 4,22 kg/ha nachgewiesen werden.

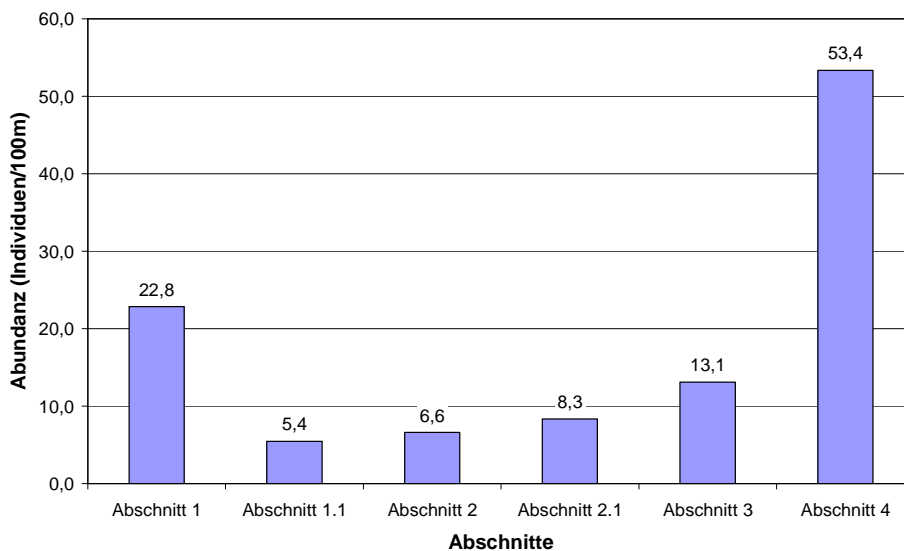


Abb. 38: Abundanz pro 100m gesamt.

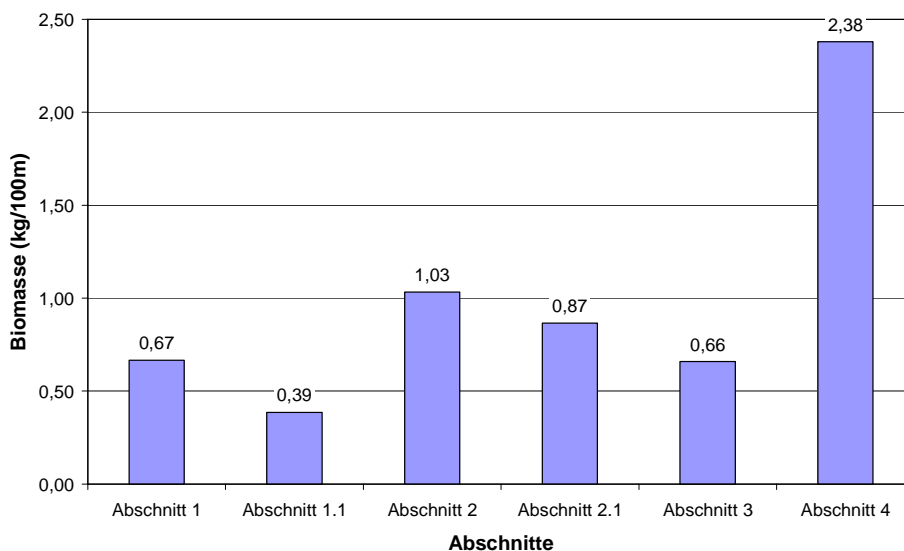


Abb. 39: Biomasse pro 100m gesamt.



**4.1.1.1 Populationsaufbau gesamt**

Bei Betrachtung der Längenhäufigkeiten aller Bachforellen im Johnsbach (Tab. 14 und Abb. 40) zeigt sich, dass die meisten der gefangenen Fische der Größenklasse 151-200 mm angehören. Die zweitgrößte Anzahl der Individuen bewegt sich in der Klasse 101-151 mm. Ziemlich ähnlich, mit einmal 24 und einmal 27 Fischen, verteilen sich die gefangenen Individuen auf die Längensklassen 51-100 mm und 201-250 mm. Die Größen unter 51 mm und über 250 mm sind hingegen nur noch sehr spärlich vertreten.

Tab. 14: Längenfrequenz der Bachforellenpopulation im Johnsbach.

TL (mm)	Abschnitt 1	Abschnitt 1.1	Abschnitt 2	Abschnitt 2.1	Abschnitt 3	Abschnitt 4	Gesamt
<51	1						1
51-100	6	14			1	3	24
101-150	5	8	1	6	4	22	46
151-200	8	19	6	7	3	16	59
201-250	1	7	6	6	3	4	27
251-300		3		1		1	5
301-350			1				1
<b>Gesamt</b>	<b>21</b>	<b>51</b>	<b>14</b>	<b>20</b>	<b>11</b>	<b>46</b>	<b>163</b>

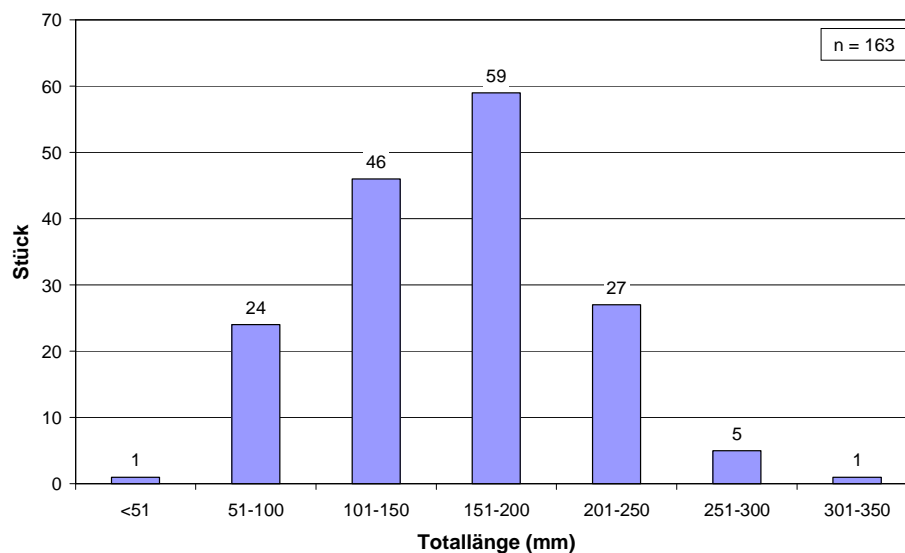


Abb. 40: Längenfrequenz der Bachforellenpopulation im Johnsbach.

**4.1.1.2 Abschnitt 1 (Mündung)**

In Abschnitt 1, dem Mündungsbereich des Johnsbaches in die Enns, wurden in den drei befischten Strecken (A, B, C) insgesamt 36 Fische gefangen. Davon wurden 14 als Koppen identifiziert, diese allerdings wurden ausschließlich im Abschnitt der Strecke 1A nachgewiesen, also im Bereich unter der ersten Sohlschwelle. Zusätzlich wurde im Abschnitt 1A auch eine der insgesamt drei Äschen gefangen. In den Strecken 1B und 1C wurden ausschließlich Bachforellen nachgewiesen.

Tab. 15: Übersichtstabelle Abschnitt 1.

	Äsche	Bachforelle	Elsässer Saibling	Koppe	Regenbogenforelle	Gesamt
1A	1	6		14		21
1B		13				13
1C		2				2
<b>Gesamt</b>	<b>1</b>	<b>21</b>		<b>14</b>		<b>36</b>

Um die Populationsstruktur der Koppe und der Bachforelle aus Abschnitt 1 darzustellen, wurden Längenhäufigkeitsdiagramme für beide Arten erstellt (Abb. 41). Die erfassten Koppen bewegen sich nur in den Längenklassen 51-100 mm und 101-150 mm. Daraus lässt sich ableiten, dass sehr junge Stadien in diesem Bereich nicht vertreten sind. Die gefangenen Bachforellen sind größtenteils den Größenklassen zwischen 50 und 200 mm zuzuordnen. Darunter und darüber wurde nur jeweils ein Individuum erfasst.

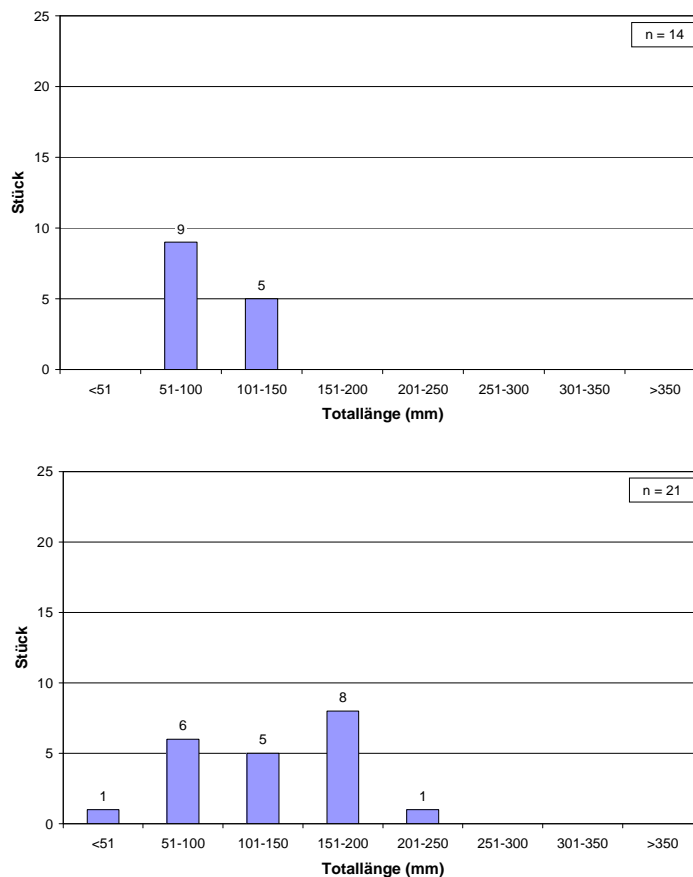


Abb. 41: Längenfrequenz der Koppe (oben) und der Bachforelle (unten) im Abschnitt 1.

**4.1.1.3 Abschnitt 1.1 (Webcam)**

Im Abschnitt 1.1, im Bereich der Webcam des Nationalpark Gesäuses, wurden insgesamt neun Teilstrecken befischt (1.1A bis 1.1I). Von 57 gefangenen Fischen wurden 51 als Bachforellen bestimmt. Zusätzlich wurden in 1.1B drei Elsässer Saiblinge und in 1.1C zwei Regenbogenforellen bestimmt. Zusätzlich wurden in 1.1B drei Elsässer Saiblinge und in 1.1C zwei Regenbogenforellen nachgewiesen.

Tab. 16: Übersichtstabelle Abschnitt 1.1.

	Äsche	Bachforelle	Elsässer Saibling	Koppe	Regenbogenforelle	Gesamt
1.1A		5				5
1.1B		5	3			8
1.1C		4			2	6
1.1D						0
1.1E		8				8
1.1F		5				5
1.1G		4				4
1.1H		9			1	10
1.1I		11				11
<b>Gesamt</b>		<b>51</b>	<b>3</b>		<b>3</b>	<b>57</b>

In der Längenfrequenzhäufigkeit der Bachforelle im Abschnitt 1.1 ist wiederum die Größenklasse 151-200 mm dominierend. Auch Individuen mit einer Totallänge zwischen 51 und 100 mm sind in diesem Abschnitt häufiger vertreten. Unter 50 mm konnten allerdings keine Jungtiere nachgewiesen werden. Die größte Bachforelle wurde in der Strecke 1.1E gefangen und maß 280 mm.

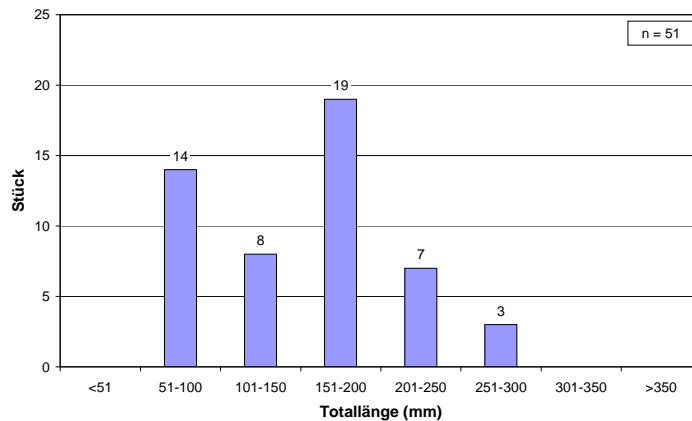


Abb. 42: Längenfrequenz der Bachforelle im Abschnitt 1.1.

#### 4.1.1.4 Abschnitt 2 (Furkation)

Der Abschnitt 2 wurde in drei Teilstrecken untergliedert, die wieder einzeln befischt wurden. Das Gesamtergebnis aus dieser Furkationsstrecke ergab 16 Fische, davon waren 14 Bachforellen, ein Elsässer Saibling (365 mm) und eine Äsche (mit 390 mm).

Tab. 17: Übersichtstabelle Abschnitt 2.

	Äsche	Bachforelle	Elsässer Saibling	Koppe	Regenbogenforelle	Gesamt
2A	1	9	1			11
2B		2				2
2C		3				3
<b>Gesamt</b>	<b>1</b>	<b>14</b>	<b>1</b>			<b>16</b>

Der Großteil der in diesem Abschnitt gefangenen Bachforellen teilt sich gleichmäßig auf die Längensklassen 151-200 mm und 201-250 mm auf. Ein kleineres Individuum mit 120 mm und ein größeres mit 350 mm ergänzen den Gesamtfang.

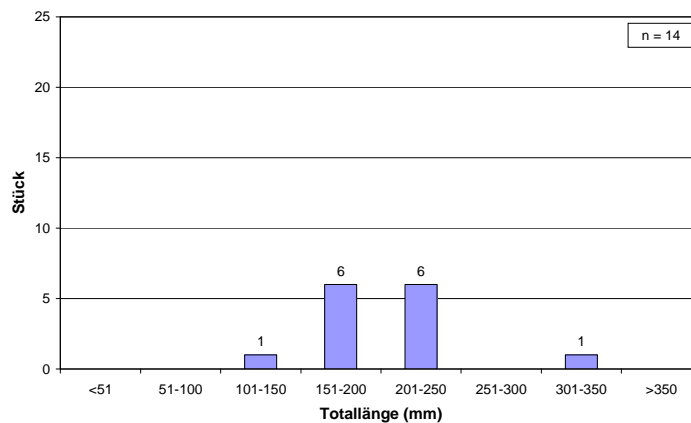


Abb. 43: Längenfrequenz der Bachforelle im Abschnitt 2.

#### 4.1.1.5 Abschnitt 2.1 (Sohlrampe)

Die Befischung des Abschnittes 2.1 in drei Teilstrecken ergab ein Gesamtergebnis von 23 Individuen. Im Detail wurden 20 Bachforellen, zwei Regenbogenforellen und eine Äsche nachgewiesen.

Tab. 18: Übersichtstabelle Abschnitt 2.1.

	Äsche	Bachforelle	Elsässer Saibling	Koppe	Regenbogenforelle	Gesamt
2.1A	1	11			1	13
2.1B		8			1	9
2.1C		1				1
<b>Gesamt</b>	<b>1</b>	<b>20</b>			<b>2</b>	<b>23</b>

Gleichmäßig teilen sich die erfassten Bachforellen aus Abschnitt 2.1 auf die drei Größenklassen zwischen 101 und 250 mm auf. Nur ein Individuum erreichte eine Größe zwischen 251 und 300 mm.

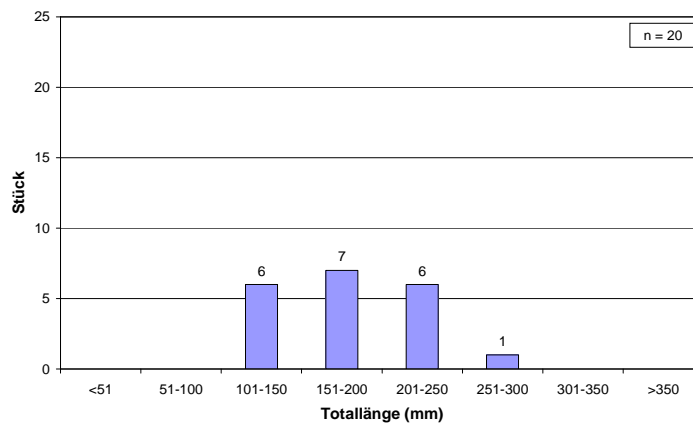


Abb. 44: Längenfrequenz der Bachforelle im Abschnitt 2.1.

**4.1.1.6 Abschnitt 3 (unter Tunnel)**

Da in den Abschnitten 3 und 4 jeweils die Strecke durchgehend befischt und dabei ausschließlich Bachforellen nachgewiesen wurden, wird auf die Darstellung der Fangergebnisse in Tabellenform verzichtet und nur ein Längenhäufigkeitsdiagramm erstellt. Die meisten in Abschnitt 3 gefangenen Individuen zählen zur Größenklasse 101-150 mm. Jeweils drei Tiere befinden sich in den Klassen 151-200 mm und 201-250 mm. Ein kleineres Individuum mit 75 mm wurde ebenfalls erfasst, größere konnten in dieser Strecke nicht nachgewiesen werden.

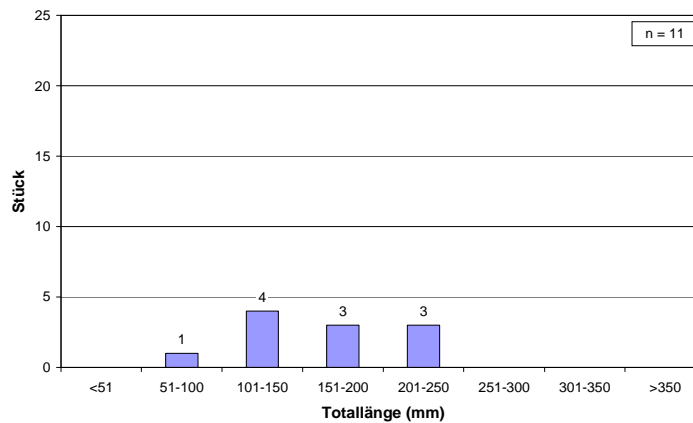


Abb. 45: Längenfrequenz der Bachforelle im Abschnitt 3.

**4.1.1.7 Abschnitt 4 (ober Tunnel)**

Im Abschnitt 4 wurden im Vergleich mit den anderen Abschnitten die meisten Individuen gefangen, wobei hier nur die Bachforelle nachgewiesen werden konnte. Die meisten Individuen bewegten sich in der Größenklasse zwischen 101 und 150 mm, die zweithäufigste Längeklasse umfasst Totallängen zwischen 151 und 200 mm. Das kleinste in diesem Abschnitt gefangene Individuum maß 65 mm, das größte 280 mm.

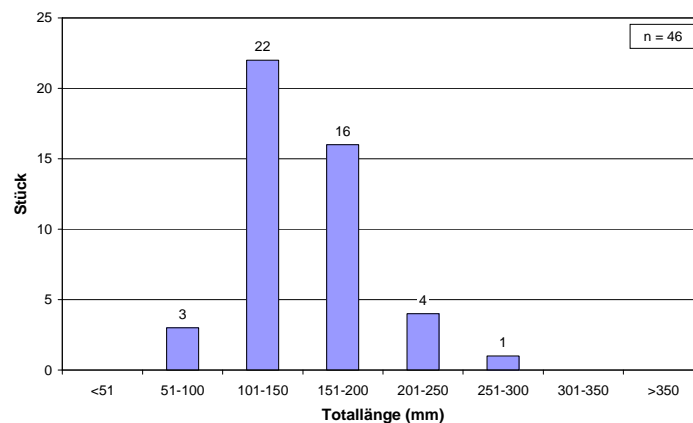


Abb. 46: Längenfrequenz der Bachforelle in Abschnitt 4.

#### 4.1.2 Bewertung des fischökologischen Zustandes am Johnsbach

Tabelle 19 zeigt die Ergebnisse der fischökologischen Bewertung am Johnsbach, getrennt nach einzelnen Abschnitten. Die Resultate zeigen, dass in vier der sechs Abschnitten der „Gute Zustand“ gemäß EU-WRRL erzielt wird. Diese vier Abschnitte (1; 2; 2.1; 3), sowie auch der Abschnitt 1.1, sind allesamt als stark geschiebeführend klassifiziert, wodurch das Kriterium Biomasse mit einem zu erreichendem Mindestziel von 50 kg/ha, nicht berücksichtigt wurde. Nur in Abschnitt 4 („Ober Tunnel“) wird das „K.O.-Kriterium“ Biomasse aktiv geschaltet, da in diesem Bereich die Geschiebeführung nicht mehr dominierend ist.

Tab. 19: Fischökologischer Zustand für die jeweiligen Probestrecken; in rot gekennzeichnet sind „K.O.-Kriterien“. Werte in Klammern werden nicht berücksichtigt.

	Abschnitt 1 Mündung	Abschnitt 1.1 Webcam	Abschnitt 2 Furkation	Abschnitt 2.1 Sohlrampe	Abschnitt 3 Unter Tunnel	Abschnitt 4 Ober Tunnel
<b>Biomasse (kg/ha)</b>	(5)	(5)	(5)	(5)	(5)	<b>5</b>
<i>Artenspektrum</i>	1,0	3,0	1,0	1,0	1,0	1,0
<i>Ökologische Gilden</i>	1,5	2,0	1,0	1,0	1,0	1,0
<b>Artenzusammensetzung und Gilden gesamt</b>	1,1	1,9	1,0	1,0	1,0	1,0
<b>Fischregionsindex</b>	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
<b>Populationsaufbau</b>	1,5	2,0	3,0	3,0	3,0	2,0
<b>Bewertung nach Fischindex Austria</b>	<b>1,8</b>	<b>1,79</b>	<b>2,3</b>	<b>2,3</b>	<b>2,3</b>	<b>5,0 (1,67)</b>

In **Abschnitt 1 (Mündung)** wird der gute Zustand mit 1,8 erreicht. Allerdings beträgt die Biomasse in diesem Bereich nur 6,4 kg/ha, wodurch bei aktiv geschaltetem „K.O.-Kriterium“ ein negativer Zustand (5) erreicht werden würde. Auch muss berücksichtigt werden, dass die in diesem Abschnitt gefangene Äsche und alle Koppen, wie schon bei der Voruntersuchung im Jahr 2005, unterhalb der ersten Schwelle im direkten Mündungsbereich gefangen wurden. Wie auch schon vor vier Jahren täuscht daher das zufriedenstellende Ergebnis über dieses Problem der Unpassierbarkeit im Mündungsbereich hinweg.

In **Abschnitt 1.1 (Webcam)** wird der „Gute Zustand“ mit 1,79 zwar erreicht, allerdings wurde das Leitbild des Metarhithrals adaptiert, indem die Koppe nicht mehr als Leitart, sondern nur noch als seltene Begleitart eingestuft wurde. Dadurch wirkt sich ihr Fehlen in der Gesamtbewertung der Artenzusammensetzung weniger stark aus. Auch in diesem Abschnitt fällt die Biomasse mit 4,2 kg/ha sehr gering aus, wobei diese Tatsache aufgrund der Geschiebeführung erneut nicht in die Gesamtbewertung eingeht.

In **Abschnitt 2 (Furkation), 2.1 (Sohlrampe) und 3 (unter Tunnel)** erreichen alle eine Bewertung von 2,3 und erzielen somit den „Guten Zustand“ nach WRRL. Die höchste Biomasse enthält dabei Abschnitt 2 mit 11,9 kg/ha, wobei auch dieser Wert ein „K.O.-Kriterium“ wäre, würde man die Biomasse berücksichtigen.

Der einzige Abschnitt, der aufgrund seines weniger geschiefbeführenden Charakters einen Biomasse-Grenzwert von mindestens 50 kg/ha erreichen sollte, ist **Abschnitt 4 (ober Tunnel)**. Da allerdings auch in diesem Bereich nur 19,8 kg/ha erzielt wurden, ist der Abschnitt 4 mit einer Gesamtbewertung von 5 zu beurteilen, das entspricht nach EU-WRRL einem schlechten ökologischen Zustand. Würde man auch hier das „K.O.-Kriterium“ Biomasse inaktiv schalten und somit in der Bewertung unberücksichtigt lassen, läge das Endergebnis mit 1,67 innerhalb des nach WRRL akzeptablen Bereiches.



### 4.1.3 Schwellenkartierung im September 2009

Um die Fließgeschwindigkeiten der einzelnen Schwellen in den Abschnitten im Überblick miteinander vergleichen zu können, soll der Median herangezogen werden, d.h. jener Wert, bei dem 50% der Messungen darüber und 50% der Messungen darunter liegen (hierbei kann es sich auch um einen theoretischen, also nicht real gemessenen Wert handeln).

Datenpunkte die in den Abbildungen 47 bis 52 eine Fließgeschwindigkeit von 0,0 m/s darstellen, werden in dieser Berechnung nicht berücksichtigt, da es sich hierbei um nicht überströmte Bereiche handelte.

#### Abschnitt 1

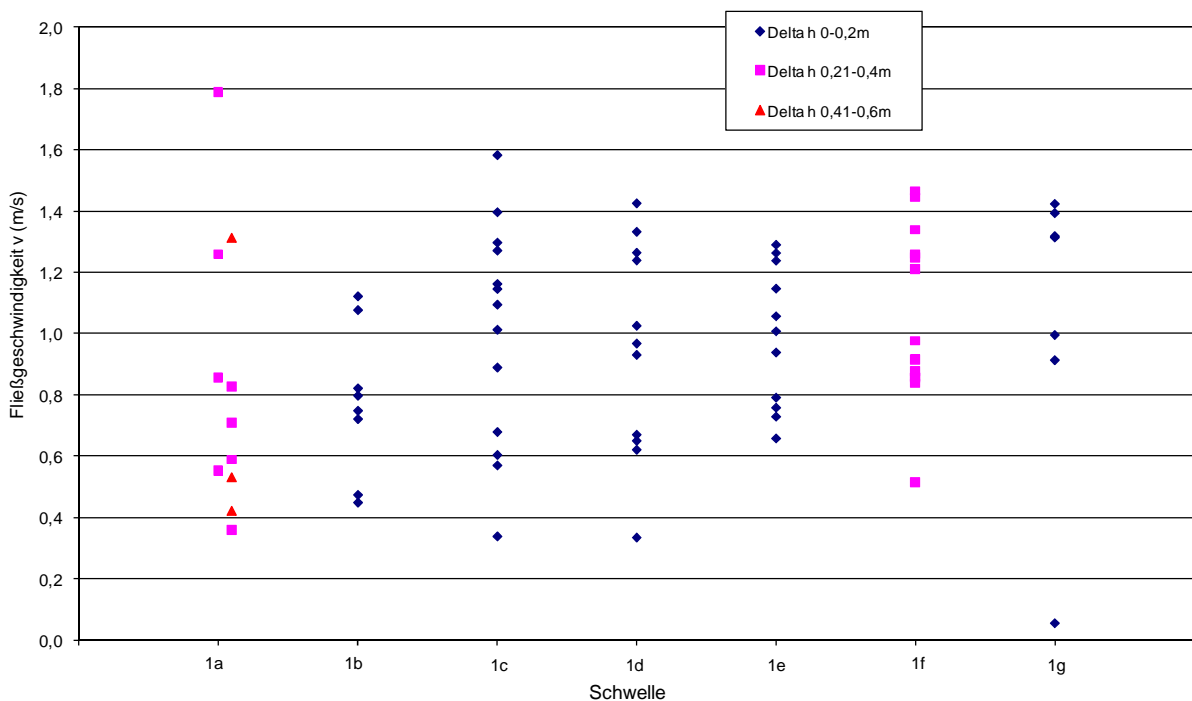


Abb. 47: Fließgeschwindigkeiten und Absturzhöhen ( $\Delta h$ ) der Schwellen im Abschnitt 1 im Sept. 09.

Abbildung 47 zeigt die aufgenommenen Fließgeschwindigkeiten und Absturzhöhen der Schwellen im Abschnitt 1, die im September 2009 zum Zeitpunkt der Befischung kartiert wurden. Die unterschiedlichen Absturzhöhen ( $\Delta h$ ) wurden mithilfe verschiedener Symbole dargestellt. In der Graphik wird deutlich, dass vor allem Schwelle 1a im Mündungsbereich im September noch die größten Fallhöhen und auch die höchste Fließgeschwindigkeit aufwies. Zusätzlich lässt sich im Diagramm die Ausbildung dieses Hindernisses als Doppelstufe erkennen, wobei dies nur auf einen Teilbereich des Hindernisses am linken Ufer zutrifft (Abb. 6). Außerdem muss hierbei erwähnt werden, dass Messpunkte dieser Schwelle, die in der Graphik (Abb. 47) nebeneinander liegen, in der Realität nicht zwingend direkt untereinander aufgenommen wurden. Die Graphik soll lediglich die Fallhöhen- und

Fließgeschwindigkeitsverhältnisse der beiden Stufen der Schwelle 1a, unabhängig voneinander darstellen.

Im Fall der Hauptstufe der Schwelle 1a liegt der Median bei ca. 0,6 m/s. Im Fall der zweiten Stufe bei Schwelle 1a machte der Wert über 0,8 m/s aus. Die Abstürze in diesem Bereich maßen überall mindestens 20 cm, an einigen Stellen sogar zwischen 40 und 60 cm

Die Schwellen 1b bis 1e zeigten im September bei Hochwasser nur Fallhöhen bis 0,2 m. Die geringsten Fließgeschwindigkeiten zeigte dabei Schwelle 1b (Median von unter 0,8 m/s). Die Schwellen 1c und 1d wiesen im September bei erhöhter Wasserführung Fließgeschwindigkeiten von über 1,0 m/s (Median). Hierbei gab es allerdings an diesen beiden Schwellen auch Bereiche, die relativ geringe Fließgeschwindigkeiten aufwiesen (unter 0,4 m/s). Die Schwellen 1d bis 1g wiesen alle Fließgeschwindigkeiten auf, die einen Median zwischen 1,0 und 1,2 m/s erreichten, wobei an einem Bereich an Schwelle 1d bei relativ geringen Fallhöhen (zwischen 0 und 0,2 m) weniger als 0,4 m/s Fließgeschwindigkeit gemessen werden konnten. Die Schwelle 1f wies neben relativ raschen Fließgeschwindigkeiten entlang ihrer gesamten Breite Abstürze über 0,2 m auf.

**Abschnitt 1.1**

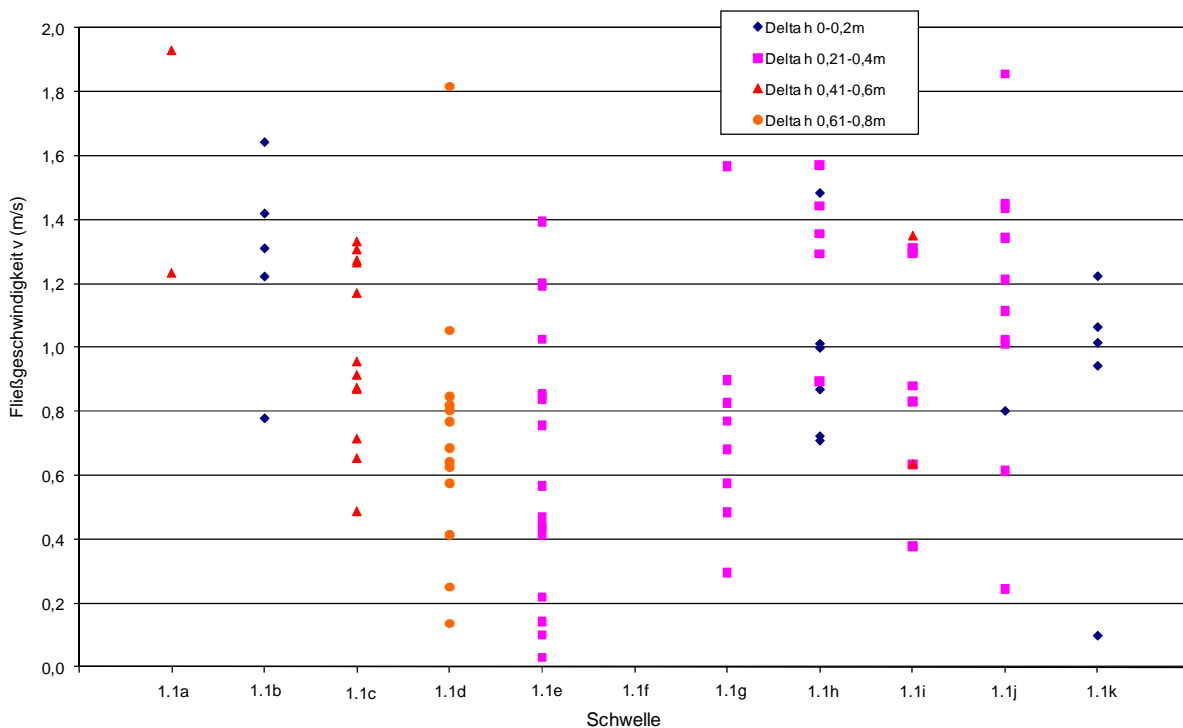


Abb. 48: Fließgeschwindigkeiten und Absturzhöhen (Δh) der Schwellen im Abschnitt 1.1 im Sept. 09

In Abschnitt 1.1 wies im September die Schwelle 1.1a sehr hohe Fließgeschwindigkeiten auf. Wie in Abb. 48 zu erkennen ist, wurden in diesem Bereich nur zwei Messungen

vorgenommen, Grund hierfür waren die durch das Hochwasser erschwerten Arbeitsbedingungen sowie die Ausbildung des Hindernisses als Doppelschwelle (Abb. 12). Durch diesen zweifachen Abfall ergaben sich an den beiden Messpunkten Fallhöhen zwischen 0,4 und 0,6 m.

Die Schwelle 1.1b wies bei Hochwasser bezüglich der Fließgeschwindigkeiten einen Median-Wert von ca. 1,3 m/s, wobei die Fallhöhen in diesem Bereich mit unter 0,2 m relativ gering waren. Die nächste Schwelle (1.1c) zeigte einen Median von etwas weniger als 1,0 m/s, wobei an einem Messpunkt lediglich 0,5 m/s festgestellt werden konnten. Bezüglich der Absturzhöhen zeigte dieses Hindernis allerdings an keiner Stelle weniger als 0,4 m. Schwelle 1.1d wies sogar an keinem Messpunkt weniger als 0,6 m auf, 50% aller gemessenen Fließgeschwindigkeiten lagen hierbei unter 0,7 m/s. Schwelle 1.1e wies zwar überall Fallhöhen zwischen 0,2 und 0,4 m auf, allerdings lag der Median an diesem Hindernis nur bei ca. 0,5 m/s. An Schwelle 1.1g belief sich der Median der Fließgeschwindigkeiten auf ca. 0,7 m/s, bei Absturzhöhen zwischen 0,2 und 0,4 m. An Schwelle 1.1f wurden keine Messpunkte aufgenommen, da diese Barriere im Zuge der Restrukturierungsmaßnahmen so stark reduziert wurde, dass sich im Hauptteil der Flussbreite keine Abstürze mehr zeigen. Die Schwellen 1.1h bis 1.1k wiesen im September 2009 jeweils einen Median von über 0,8 m/s auf, wobei die größte Bandbreite der Messwerte an Schwelle 1.1j erreicht wurde. Hier wurden an einer Stelle weniger als 0,3 m/s, an anderer Stelle jedoch über 1,8 m/s nachgewiesen. Die Fallhöhen betragen dabei fast durchgehend über 0,2 m. An Schwelle 1.1k wurde ein besonders niedriger Wert der Fließgeschwindigkeit festgestellt (unter 0,2 m/s), auch die Fallhöhen zeigten sich an dieser Barriere mit unter 0,2 m sehr gering.

## Abschnitt 2.1

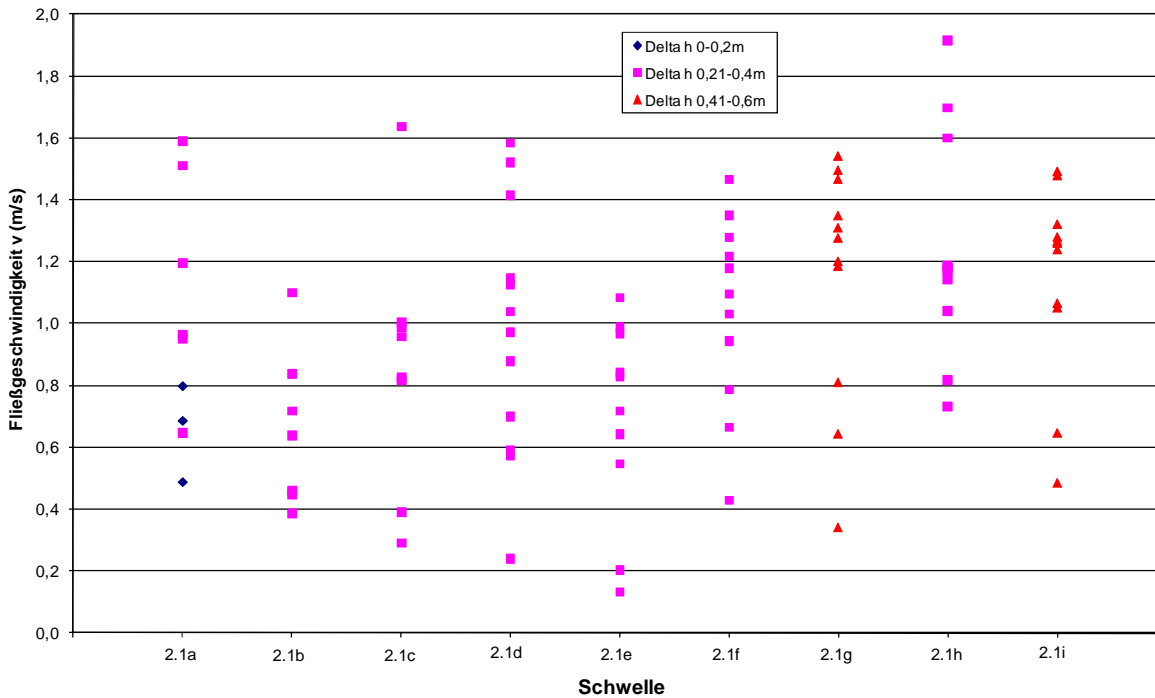


Abb. 49: Fließgeschwindigkeiten und Absturzhöhen ( $\Delta h$ ) der Schwellen im Abschnitt 2.1 im Sept. 09

In Abschnitt 2.1 bewegten sich die Fallhöhen der meisten Schwellen im September im Bereich zwischen 0,2 und 0,4 m. Nur an Schwelle 2.1a, deren Median der Fließgeschwindigkeiten bei ca. 1,0 m/s lag, wurden teilweise geringere Abstürze gemessen. Diese Bereiche mit weniger als 0,2 m Fallhöhe zeigten auch etwas geringere Fließgeschwindigkeiten, teilweise sogar unter 0,6 m/s.

Die Fließgeschwindigkeiten an den restlichen Schwellen im Abschnitt 2.1 zeigten sich im September 2009 großteils relativ hoch. Nur an den Schwellen 2.1b und 2.1e lagen 50% aller gemessenen Werte unter 0,8 m/s. An der letzteren konnten sogar zwei Bereiche mit unter 0,2 m/s festgestellt werden. Auch an Schwelle 2.1d und 2.1g, deren Fließgeschwindigkeiten jeweils zu 50% über 1,0 m/s lagen, konnten Bereiche mit Fließgeschwindigkeiten unter 0,4 m/s nachgewiesen werden. Allerdings war die Schwelle 2.1g, gleich wie Schwelle 2.1i, an keiner gemessenen Stelle niedriger als 0,4 m.

#### 4.1.4 Schwellenkartierung im Dezember 2009

##### 4.1.4.1 Kartierung von Schwellenhöhe und Fließgeschwindigkeiten

###### Abschnitt 1

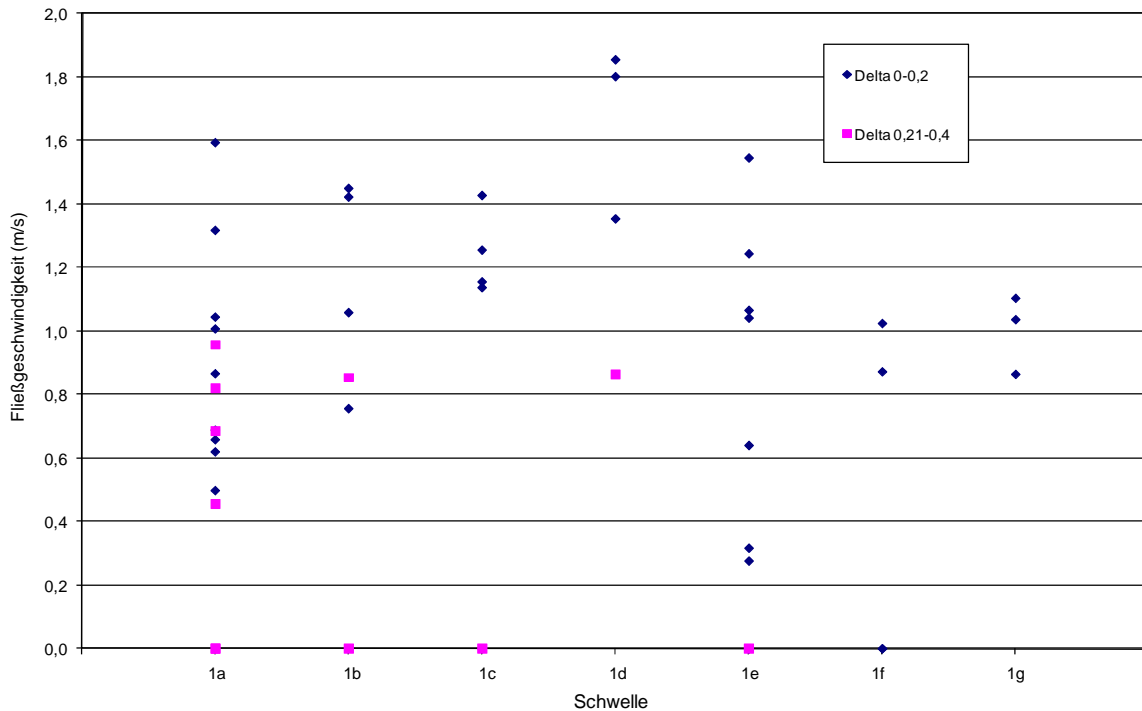


Abb. 50: Fließgeschwindigkeiten und Absturzhöhen ( $\Delta h$ ) der Schwellen im Abschnitt 1 im Dez. 09

Im Gegensatz zur Kartierung im September 2009 bei erhöhter Wasserführung und vor Durchführung der erneuten Maßnahmen, zeigen die Ergebnisse der Schwellen-Kartierung im Dezember 2009 teilweise niedrigere Werte in den Fließgeschwindigkeiten und auch in den Absturzhöhen. Zum Beispiel konnte an Schwelle 1a, die nun nicht mehr die Ausprägung einer Doppelschwelle aufweist, entlang ihrer Breite kein Bereich mit mehr als 0,4 m Fallhöhe mehr nachgewiesen werden. Vergleicht man allerdings die Fließgeschwindigkeiten zwischen September und Dezember 2009, zeigt sich, dass nun 50% aller Werte über 0,8 m/s liegen. Während im September noch Bereiche mit unter 0,4 m/s festgestellt werden konnten, liegen die geringsten Fließgeschwindigkeiten bei Niederwasser nun bei fast 0,5 m/s. Allerdings gleichen die niedrigeren Fallhöhen die leicht gestiegenen Fließgeschwindigkeiten aus. Auch die nun rechtsufrig installierte Steinrampe mit nahezu keinem Absturz zeigt eine deutliche Verbesserung bezüglich der Fischpassierbarkeit des Mündungsbereiches.

Auch im restlichen Abschnitt wurden im Dezember bei Niederwasser an nahezu allen Schwellen geringere Fallhöhen festgestellt als im September 2009 bei erhöhter

Wasserführung. Nur die Schwelle 1b zeigte im September ausschließlich Abstürze bis 0,2 m Höhe, im Dezember allerdings stellenweise bis 0,4 m. Schuld daran ist wahrscheinlich der Prozess der Auskolkung an der Basis der Schwelle. Durch Erosionsvorgänge wird Material am Fuß der Schwelle abgetragen, sodass sich dadurch die Höhe des Hindernisses vergrößert.

50% aller gemessenen Fließgeschwindigkeiten an den Schwellen 1b bis 1g, lagen im Dezember 2009 bei ca. 1,0 m/s. An der Schwelle 1e wurden allerdings zumindest zwei Bereiche nachgewiesen, die bei einer Fallhöhe von unter 0,2 m eine Fließgeschwindigkeit von weniger als 0,4 m/s zeigten.

### Abschnitt 1.1

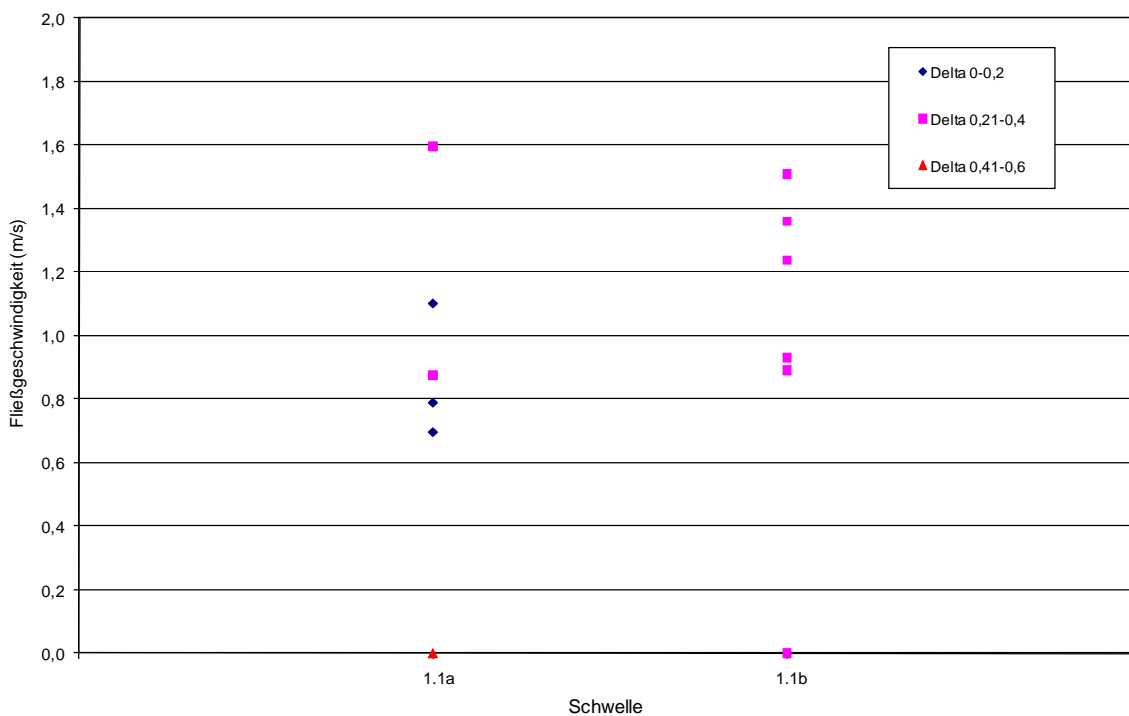


Abb. 51: Fließgeschwindigkeiten und Absturzhöhen ( $\Delta h$ ) der Schwellen im Abschnitt 1.1 im Dez. 09

Vergleicht man die Ergebnisse der Schwellenkartierung von September mit denen von Dezember 2009, zeigt sich an Schwelle 1.1a eine deutliche Verminderung der Werte bezüglich Absturzhöhen und der Fließgeschwindigkeiten. Im September wurden an diesem Hindernis ausschließlich Fallhöhen zwischen 0,4 und 0,6 m festgestellt, nach der erneuten Bearbeitung weist diese Schwelle fast ausschließlich Höhen bis 0,4 m auf. Auch die Fließgeschwindigkeiten in diesem Bereich zeigen sich vermindert im Gegensatz zu den, im September 2009 bei Hochwasser erhobenen Werten. 50% aller gemessenen Fließgeschwindigkeiten lagen im Dezember bei unter 1,0 m/s.

Die Schwelle 1b hingegen zeigt bezüglich der Fließgeschwindigkeiten wenig Veränderung zwischen den beiden Kartierungen, 50% der gemessenen Werte lagen auch im Dezember

noch über 1,2 m/s und auch der niedrigste Messwert betrug mehr als 0,8 m/s. Die Absturzhöhen zeigten im Dezember allerdings ausschließlich Höhen zwischen 0,2 und 0,4 m, wohingegen im September nur Höhen bis 0,2 m gemessen wurden. Auch hier ist die Ursache für die Erhöhung der Fallhöhe in der Erosion am Fuß der Schwelle zu suchen.

### Abschnitt 2.1

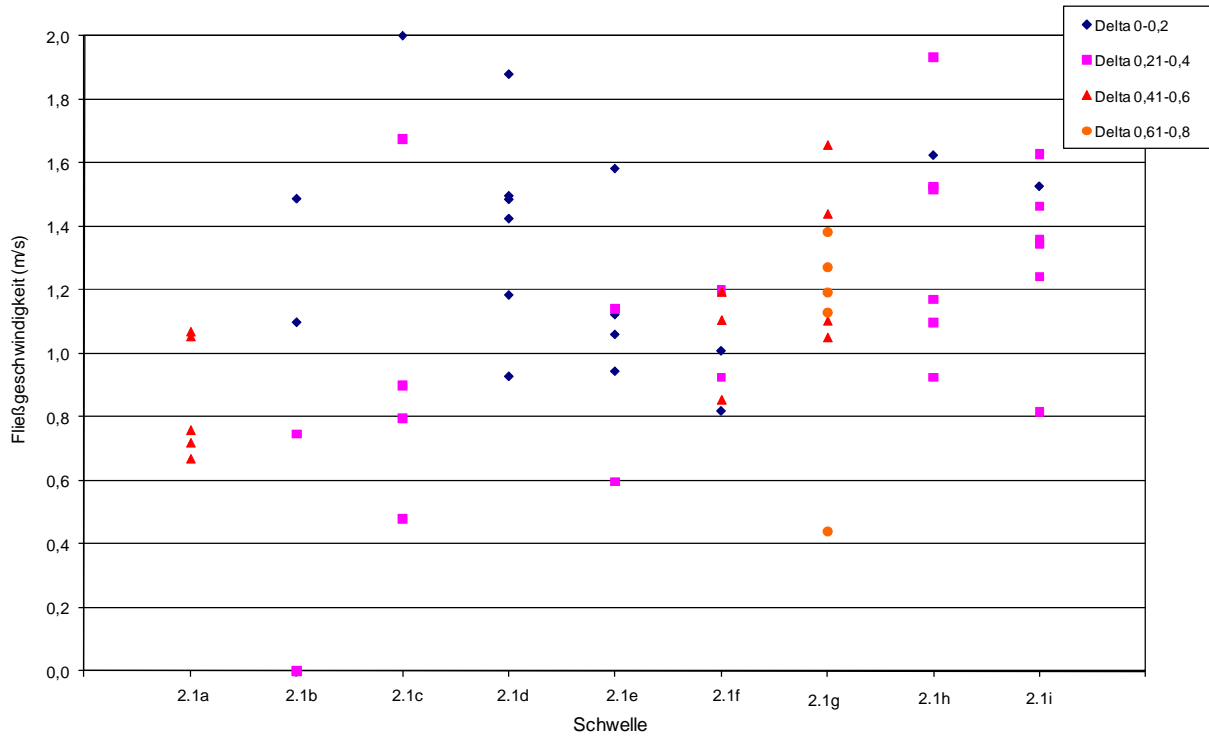


Abb. 52: Fließgeschwindigkeiten und Absturzhöhen ( $\Delta h$ ) der Schwellen im Abschnitt 2.1 im Dez. 09

Vergleicht man die Schwellen im Abschnitt 2.1 zwischen September und Dezember 2009, zeigt sich an Schwelle 2.1a ein deutlicher Unterschied in den Fallhöhen. Während im September nur Abstürze bis 0,4 m gemessen wurden, war im Dezember keine Stelle des Hindernisses niedriger als 0,4 m. Die Fließgeschwindigkeiten zeigten im Dezember zwar einen geringeren Median (unter 0,8 m/s) als im September, allerdings konnten bei Niederwasser keine Bereiche mit weniger als 0,6 m/s nachgewiesen werden.

An den Schwellen 2.1b bis 2.1e blieben die Fallhöhen zwischen September und Dezember relativ gleich. An der Schwelle 2.1f wurden im Dezember allerdings erstmals Höhen über 0,4 m festgestellt. Auch an Schwelle 2.1g kam es zu einer Erhöhung der Abstürze auf Werte bis zu 0,62 m, wohingegen die Schwellen 2.1h und 2.1i jeweils geringere Fallhöhen aufwiesen als zum Zeitpunkt der ersten Kartierung bei Hochwasser.

Im Dezember lagen die Mediane dieser Hindernisse 2.1b bis 2.1i durchgehend bei über 0,8 m/s, in der Mehrheit der Barrieren sogar bei über 1,0 m/s. Lediglich die Schwellen 2.1c, 2.1e und 2.1g zeigten einzelne Bereiche mit bis zu 0,6 m/s.

#### **4.1.4.2 Vergleich der Schwellen im Johnsbach mit als passierbar definierten Schwellen aus Ovidio et al. (2007)**

In der Studie von Ovidio et al. (2007) wurden an 10 Querbauwerken in drei verschiedenen belgischen Flüssen Routen definiert, entlang derer die Charakteristika der Schwellen aufgenommen wurden (siehe Kapitel 3.5.2). Zusätzlich wurde pro Hindernis jener potentielle Fischweg hervorgehoben, der für die Autoren durch Begutachtung der protokollierten Charakteristika und der Schwellen selbst am wahrscheinlichsten eine erfolgreiche Bewältigung während einer stromaufwärts gerichteten Fischwanderung von Bachforellen und Äschen zulässt. Am Johnsbach erfolgte die Auswahl der Schwellen, an denen potentielle Fischwege festgelegt wurden, anhand von subjektiver Einschätzung. Jene Schwellen, die bei Begutachtung den Eindruck erweckten, eine Fischwanderung zu unterbinden, wurden anhand der potentiellen Fischwege genauer untersucht. An Hindernissen, die prinzipiell als passierbar eingestuft wurden, wurden wie bei der Kartierung im September 2009 lediglich die Absturzhöhen und Fließgeschwindigkeiten gemessen. Um zwischen den Daten von Ovidio et al. (2007) und den Ergebnissen am Johnsbach einen Vergleich herbeiführen zu können, sind die Resultate von Ovidio et al. (2007) in Tabelle 20 dargestellt.



Tab. 20: Ergebnisse der Schwellenkartierung aus Ovidio et al. (2007). Vermessen wurden je ein bis sechs potentielle Fischwege über die Hindernisse A1 bis A6, N1 bis N3 sowie L1. Rot umrandet wurden jene Routen, die hypothetisch als am besten für eine Fischpassage eingestuft wurden. (Durch Beobachtungen und Telemetrie-Daten als tatsächlich am besten angenommene Routen verifiziert, wurden dabei jene an den Hindernissen A1, A5 und N3. An den weiteren Hindernissen konnte zwar ein Aufstieg von markierten Fischen protokolliert werden, allerdings konnte aufgrund der Ungenauigkeit der Telemetrie-Daten nicht identifiziert werden, welche Route zur Bewältigung des Hindernisses benutzt wurde). (In Tab. 26 sind ab „Transversal part“ A4-I die Bezeichnungen in der Spalte „Type“ zwischen „C“ und „F“ vertauscht).

Transversal part	Type	Fall				Chute		
		Crest elevation (m)	Water surface elevation (m)	Plunge pool (m)	Pool/crest ratio (%)	Slope (%)	Length (m)	Depth (m)
A1-I	C + F	<b>0.59</b>	<b>0.539</b>	<b>0.63</b>	<b>107</b>	<b>10</b>	<b>8.00</b>	
A1-II	C + F	0.39	No water	No water	No water	21	3.62	
A1-III	C + F	0.57	No water	No water	No water	10	5.03	
A2-I	F	1.20	1.04	0.31	26			
A2-II	F	1.57	1.08	0.49	31			
A2-III-1	F	0.63	0.39	0.54	86			
A2-III-2	F	0.87	0.59	0.30	34			
A2-IV	F	1.63	1.00	0.63	39			
A2-V	F	<b>1.81</b>	<b>1.04</b>	<b>0.77</b>	<b>42</b>			
A2-VI	F	1.15	0.56	0.62	54			
A3-I	F	<b>0.96</b>	<b>0.66</b>	<b>0.35</b>	<b>37</b>			
A3-II	C					19	3.70	0.04
A4-I	F					<b>26</b>	<b>2.98</b>	<b>No water</b>
A4-II	C + F	0.45	0.32	0.13	29	4	2.38	No water
A4-III	C + F	0.64	0.57	0.07	11	13	4.08	0.04
A5-I	C	<b>0.96</b>	<b>0.84</b>	<b>0.36</b>	<b>37</b>			
A5-II	C	0.16	0.82	0.11	71			
A5-III	C + F	0.40	0.31	0.20	50	74	0.54	0.09
A5-IV	C + F	0.48	0.56	0.46	95	30	1.90	0.10
A6-II	C	<b>0.94</b>	<b>0.77</b>	<b>0.21</b>	<b>23</b>			
A6-III	C	0.92	No water	No water				
A6-I	C	0.48	0.47	0.23	35			
N1-I	F					17	5.67	0.03
N1-II	F					19	5.31	0.04
N1-III	F					<b>12</b>	<b>6.21</b>	<b>0.12</b>
N2-I	C + F	<b>0.33</b>	<b>0.25</b>	<b>0.34</b>	<b>103</b>	<b>12</b>	<b>6.06</b>	<b>0.05</b>
N3-I	C	0.82	0.60	0.20	25			
N3-II	C	0.97	0.64	0.37	38			
N3-III	C	<b>0.61</b>	<b>0.52</b>	<b>0.09</b>	<b>15</b>			
L1-I	F					<b>16.5</b>	<b>5.13</b>	<b>0.13</b>
L1-II	F					19.6	8.15	0.03
L1-III	F					24	6.17	0.02

### Potentielle Fischwege – Kombination Absturz und Rampe (Typ „C+F“)

Um jene potentiellen Fischwege, die am Johnsbach als eine Kombination aus Absturz (F) und Rampe (C) charakterisiert wurden zu beurteilen, sollen die vermessenen Werte verglichen werden mit den als „C+F“ gekennzeichneten Routen aus der Studie von 2007.

Tab. 21: Potentielle Fischwege Typ „C+F“ am Johnsbach. Pro Schwelle wurden zwischen 1 und 4 potentielle Fischwege ausgewählt. Beim Typ handelt es sich um die Form der Schwelle im Bereich des potentiellen Fischweges. Typ „F“ (Fall) entspricht einem geraden Abfall, Typ „C“ (Chute) entspricht einem rampenartigen Bereich des Hindernisses, Typ „C+F“ weist auf eine Kombination aus Abfall und Rampe hin. (Das Schema dazu lässt sich in Kapitel 3.5.2 in Abb. 36 finden).

Abschnitt	Schwelle	Potentieller Fischweg	Typ	Absturz (Fall=F)					Rampe (Chute=C)			Fließgeschwindigkeit (m/s)
				Hindernishöhe (m)	Wasser-Fallhöhe (m)	Kolk (m)	Verhältnis Kolk/Fallhöhe (%)	Wasserpoller (m)	Gefälle (%)	Länge (m)	Wassertiefe (auf Rampe) (m)	
1	1a	1	C+F	0,25	0,05	0,29	116	0,06	18,57	3,5	0,23	1,593
1	1a	2	C+F	0,3	0,1	0,54	180	0,13	18,57	3,5	0,19	1,044

In der Studie von Ovidio et al. (2007) gibt es von 32 potentiellen Fischwegen über insgesamt 10 Hindernisse zwei potentielle Routen, die dem Typ „Kombination aus Absturz und Rampe“ („C+F“) entsprechen (Tab. 20). Die erste Route (I) wurde an der Schwelle A1 festgelegt und durch Beobachtungen als tatsächlich von Fischen zum Zweck des Aufsteigens über das Hindernis genutzt identifiziert. Dieser Fischweg weist eine Hindernishöhe von 0,59 m auf. Die zweite „C+F“-Route wurde am Hindernis N2-I festgelegt. Hier betrug die Hindernishöhe 0,33 m. Auch am Johnsbach wurden zwei potentielle Fischwege als Typ „C+F“ ausgewiesen, beide an Schwelle 1a im Abschnitt 1 (Mündung). An beiden Routen an der Schwelle 1a fallen die Werte der Hindernishöhen niedriger aus (0,25 und 0,3 m). Auch die Wasserfall-Höhe ist im Johnsbach an beiden vermessenen Routen des Hindernisses 1a geringer (0,05 und 0,1 m), als an den Hindernissen A1 und N2 in Belgien (0,539 und 0,25 m). Allerdings ist auch die Kolk-Tiefe am Johnsbach mit 0,29 und 0,54 m geringer als in der Route A1-I bei Ovidio et al. (0,63 m). Der Kolk an Hindernis N2 hingegen zeigte sich mit 0,34 m etwas seichter. An allen vier Routen, die hier verglichen werden sollen, beträgt das Verhältnis von Kolk zu Hindernishöhe über 100%. Beim potentiellen Fischweg 2 am Johnsbach sogar 180%. Vergleicht man das Gefälle der Rampen in den beiden Tabellen, lässt sich erkennen, dass im Johnsbach an beiden Routen mit 18,57% ein höherer Steilheitsgrad herrscht als an den Hindernissen in den belgischen Flüssen. Die Länge der Rampen ist in beiden Fällen jedoch am Johnsbach kürzer.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Schwelle 1a im Johnsbach nun offensichtlich ein gutes Potential aufweist, in Zukunft eine Passierbarkeit für Fische zu gewährleisten. Die Kolk-Tiefe ist zwar im Johnsbach geringer als an den beiden Routen, die von Ovidio et al. (2007) als passierbar definiert wurden. Allerdings zeigen sich am Johnsbach auch die Absturzhöhen geringer, sodass sich das Verhältnis von Kolk zu Absturz im Johnsbach mit 116 bzw. 180% als sehr hoch darstellt (es liegt also eine große Kolkentiefe vor in Verbindung mit einer verhältnismäßig geringen Absturzhöhe). Auch die Längen der Rampen sollten mit 3,5 m für Fische überwindbar sein, auch wenn das Gefälle an der Schwelle 1a ein wenig steiler ist als an den ausgesuchten Fischwegen in den belgischen Untersuchungs-Gewässern. Auffällig zeigen sich am Johnsbach allerdings die Fließgeschwindigkeiten, die sich mit 1,593 und 1,044 m/s relativ hoch darstellen. Für adulte Bachforellen sollte damit vor allem der Fischweg 2 immer noch passierbar sein, Äschen hingegen könnten als weniger schwimmstarke Art Probleme mit den schnellen Strömungsverhältnissen haben. Hierbei muss allerdings noch einmal betont werden, dass die Schwelle 1a nach den weiteren Umbaumaßnahmen rechtsufrig eine Steinrampe besitzt, die zwar für große Individuen unter Umständen zu gering überströmt ist, für junge Stadien und die schwimmschwache Koppe allerdings eine weitere Möglichkeit der Wanderung bieten könnte.

### Potentielle Fischwege – Absturz (Typ „F“)

In der Studie von Ovidio et al. (2007) wurden insgesamt an fünf Hindernissen potentielle Fischwege ausgewiesen, die dem Typ „F“ angehören und hypothetisch gut geeignet sind, um eine Fischpassage zu ermöglichen. Hierbei liegt der Schwerpunkt vor allem auf der Route A5-I, da diese mittels Beobachtungen als eindeutig von Fischen genutzt verifiziert werden konnte (Tab. 20). Die Charakteristika dieser fünf Routen sollen verglichen werden mit 19 Routen über Hindernisse, die am Johnsbach vermessen wurden (Tab. 22).

Tab. 22: Potentielle Fischwege Typ „F“ am Johnsbach.

Abschnitt	Schwelle	Potentieller Fischweg	Typ	Absturz (Fall=F)					Fließgeschwindigkeit (m/s)
				Hindernishöhe (m)	Wasserfallhöhe (m)	Kolk (m)	Verhältnis Kolk/Fallhöhe (%)	Wasserpolster (m)	
1	1d	2	F	0,62	0,13	0,68	110	0,03	1,353
1	1d	3	F	0,75	0,25	0,85	113	0,08	0,854
1	1e	1	F	0,31	0,19	0,32	103	0,06	0,317
1	1f	1	F	0,9	0,21	0,69	77	0,2	0,957
1	1g	1	F	0,55	0,2	0,78	142	0,11	1,036
1.1	1.1a	1	F	0,44	0,34	0,15	34	0,02	0,874
1.1	1.1b	1	F	0,98	0,35	0,82	84	0,12	1,51
2.1	2.1a	1	F	0,5	0,33	0,31	62	0,08	1,053
2.1	2.1a	2	F	0,66	0,48	0,47	71	0,09	0,758
2.1	2.1c	1	F	0,29	0,12	0,35	121	0,03	0,88
2.1	2.1c	2	F	0,45	0,24	0,44	98	0,07	1,675
2.1	2.1c	4	F	0,59	0,25	0,5	85	0,09	0,408
2.1	2.1f	1	F	0,59	0,46	0,35	59	0,1	0,853
2.1	2.1f	2	F	0,6	0,28	0,49	82	0,07	1,199
2.1	2.1g	1	F	1	0,62	0,65	65	0,1	1,271
2.1	2.1g	2	F	0,82	0,42	0,78	95	0,18	1,656
2.1	2.1h	1	F	0,7	0,37	0,82	117	0,07	1,17
2.1	2.1h	3	F	0,45	0,37	0,55	122	0,04	0,925
2.1	2.1i	1	F	0,59	0,27	0,52	88	0,04	1,628
2.1	2.1i	2	F	0,6	0,28	0,57	95	0,1	1,347

Die bei Ovidio et al. (2007) als von Fischen angenommenen Routen des Typs „F“ über ein Hindernis in der Aisne (A5-I) und in der Neblon (N3-I), zeigten folgende Charakteristika. Die Hindernishöhe betrug 0,96 m bzw. 0,61 m. Die Wasserfall-Höhe machte 0,84 m bzw. 0,52 m aus. Die Kolk-Tiefe beträgt bei A5-I 0,36 m, bei N3-I nur 0,09 m. Dadurch ergeben sich Kolk/Absturz-Verhältnisse von 37% bei A5-I und 15 % bei N3-I. Vergleicht man diese Werte nun mit den vermessenen Routen am Johnsbach, zeigt sich auf den ersten Blick, dass derart niedrige Kolk/Absturz-Verhältnisse nur an Schwelle 1.1a mit 34% protokolliert wurden. Alle anderen potentiellen Fischwege des Typ „F“ weisen bezüglich dieses Parameters Werte zwischen 59 und 142%. Das Verhältnis von Kolk zu Absturz wurde schon in früheren Studien als wichtig erachtet und mit einem Wert von 125% als ideal in Fischaufstiegshilfen festgelegt. In einer Studie von Lauritzen et al. (2005) wurde bei derartig geformten Barrieren allerdings anhand des Rotlachs beobachtet, dass Hindernisse mit Kolk/Absturz-Verhältnissen von 68% bis 153% bewältigt wurden. Generell kann aber angenommen werden, dass ein Hindernis umso leichter übersprungen werden kann, je tiefer der Kolk ist, der sich an der

Basis einer Schwelle befindet. Auch von Ovidio & Phillipart (2002) wird betont, dass die Möglichkeit für die Bachforelle, Querbauwerke springend zu überwinden u.a. von der Größe und Ausprägung des sich flussab befindlichen Kolkes beeinflusst wird und eine Mindest-Kolktiefe von der doppelten Fischlänge für ein erfolgreiches Springverhalten anzustreben ist. Das Ergebnis von Ovidio et al. (2007) beweist jedoch, dass offensichtlich auch andere Parameter stark ausschlaggebend für eine erfolgreiche Fischpassage sind. Dies wird von den Autoren ebenfalls betont, die darauf hinweisen, dass die erfolgreiche Passage einer Barriere stark von den hydraulischen Bedingungen am und auch unter einem Hindernis abhängt. Unglücklicherweise ist es sehr schwer zu untersuchen, welche Turbulenzen im Bereich unterhalb eines Hindernisses herrschen und in welchem Maße sie für einen aufsteigenden Fisch hilfreich sein können, um die Chancen einer erfolgreichen Passage zu erhöhen.

Am Johnsbach wurden die von Ovidio als erfolgreich passierten Werte der Hindernis-Höhen nur vereinzelt übertroffen. Die beiden höchsten Werte betreffen die Schwellen 1.1b mit einer Höhe von 0,98 m sowie die Schwelle 2.1g mit einer Höhe von 1 m. In beiden Fällen ist die Fallhöhe des Wassers jedoch geringer als in der Studie von Ovidio et al. (2007) am Hindernis A5-I, sodass für Fische eine geringere Gesamthöhe überwunden werden müsste. Dies liegt wiederum an den vergleichsweise tiefen Kolken im Johnsbach.

In diesem Vergleich wurden nur Einzelwerte herausgenommen und darauf eingegangen. Im Großen und Ganzen entsteht der Eindruck, dass die Schwellen, an denen potentielle Fischwege des Typs „F“ (gerader Abfall) aufgenommen wurden, im Johnsbach durchaus Potential für eine erfolgreiche Fischpassage bieten. Allerdings muss beachtet werden, dass die Hindernisse A5 und N3 in den belgischen Flüssen Aisne und Néblon jeweils ausschließlich von Bachforellen überwunden werden konnten. Im Fall der Barriere A5 handelte es sich dabei im Untersuchungszeitraum der Studie von Ovidio et al. (2007) um sieben Bachforellen mit Gabellänge (entspricht der Länge des Fisches von der Kopfspitze bis zur Mitte der gegabelten Schwanzflosse) von 266 bis 347 mm, im Fall der Barriere N3 sogar nur um eine einzige Bachforelle mit einer Gabellänge von von 290 mm. Es ist also relativ offensichtlich, dass derartige Hindernisse für die springschwächere Äsche nicht zu überwinden waren. Für Arten ohne Sprungvermögen wie die Koppe, sind derartige Hindernisse ebenfalls eine vollkommene Kontinuums-Unterbrechung.

### **Potentielle Fischwege – Rampe (Typ „C“)**

In der Studie von Ovidio et al. (2007) wurden an drei der zehn Schwellen potentielle Fischwege als beste Routen über das jeweilige Hindernis ausgewählt, die dem Typ „C“ (Rampe) entsprachen. Dies betraf die potentiellen Fischwege A4-I, N1-III und L1-I (Tab.

20). Die Charakteristika dieser Routen sollen nun wieder mit potentiellen Fischwegen des Typs „C“ im Johnsbach verglichen werden.

Tab. 23: Potentielle Fischwege Typ „C“ am Johnsbach.

Abschnitt	Schwelle	Potentieller Fischweg	Typ	Rampe (Chute=C)			Fließgeschwindigkeit (m/s)
				Gefälle (%)	Länge (m)	Wassertiefe (auf Rampe) (m)	
1	1c	1	C	30,77	1,3	0,23	1,255
1	1d	1	C	27,50	1,2	0,2	1,854
1.1	1.1a	2	C	48,00	2,5	0,35	1,596
1.1	1.1a	3	C	21,43	4,2	0,17	1,101
2.1	2.1c	3	C	72,22	1,8	0,33	1,999
2.1	2.1d	1	C	61,11	1,8	0,12	1,183
2.1	2.1e	1	C	61,54	1,3	0,31	1,581
2.1	2.1h	2	C	73,33	1,5	0,37	1,623

Vergleicht man die Charakteristika der drei rampenartigen Routen A4-I, N1-III und L1-I in Tabelle 20, lässt sich erkennen, dass das Gefälle in allen drei potentiellen Fischwegen bei höchstens 26% liegt. Dieser Wert wird in den acht derartigen Routen im Johnsbach jedoch nur in einem Fall nicht überschritten (Schwelle 1.1a, Potentieller Fischweg Nr. 3). Die Werte der restlichen Routen im Johnsbach liegen zwischen 27,5 und 73,33%. Sehr hohe Angaben des Gefälles wurden vor allem an den Schwellen 2.1c sowie 2.1h nachgewiesen. In diesen Fällen war eine Differenzierung zwischen einem rampenartigen und einem absturzartigen potentiellen Fischweg nicht mehr sehr einfach zu treffen, offensichtlich handelt es sich hierbei schon um eine Zwischenstufe dieser beiden Formen. Es ist jedoch allgemein ersichtlich, dass im Johnsbach rampenartige Fischwege zwar in der Regel kürzer sind als im Untersuchungsgebiet bei Ovidio et al. (2007), sie sich allerdings auch größtenteils um einiges steiler darstellen. Hinzu kommen noch die häufig sehr hohen Fließgeschwindigkeiten (zwischen 1,1 und 2 m/s), wobei hier kein Vergleich zu Ovidio et al. (2007) gezogen werden kann, da dieser Parameter in deren Studie nicht berücksichtigt wurde. Positiv anzumerken ist an den Schwellen im Johnsbach, an denen derartige potentielle Fischwege aufgenommen wurden, der Nachweis von durchwegs starken Wassertiefen auf den Rampen (zwischen 0,12 und 0,37 m). Im Vergleich dazu wurden an den Hindernissen A4-I, N1-III und L1-I lediglich zwischen 0 und 0,13 m Wassertiefe auf den Rampen festgestellt. Es lässt sich daher vermuten, dass gerade springschwächere Fischarten wie die Äsche, entlang dieses Wasserpolsters eventuell in der Lage sind, das Hindernis zu überwinden. In der Studie von Ovidio et al. (2007) konnte nachgewiesen werden, dass an allen drei Hindernissen (A4, N1 und L1) Äschen befähigt waren, die Barriere zu überwinden. Durch den Grad der Steilheit und die relativ hohen Fließgeschwindigkeiten im Johnsbach ist allerdings fraglich, inwieweit die Äsche diesen Abschnitt des Johnsbach erfolgreich passieren kann.

## 4.2 Enns

### 4.2.1 Gesamtergebnis Fischbestand

In der Enns wurden bei der diesjährigen Befischung insgesamt 1.005 Fische gefangen. Relativ gleichmäßig teilen sich diese Fangzahlen auf die beiden befischten Abschnitte auf. 549 Individuen wurden in der Flusstrecke oberhalb des Gesäuses und 456 Individuen im Gesäuse selbst gefangen. Den größten Anteil bildet dabei in beiden Abschnitten die Bachforelle (*Salmo trutta*), sie macht im gesamten Untersuchungsgebiet einen Anteil von 45,9% am Gesamtfang aus. An zweiter Stelle steht die Äsche (*Thymallus thymallus*), die eigentliche Leitart des Hyporhithrals, mit einer Individuenzahl von insgesamt 230 Fischen bzw. 22,9% des Gesamtergebnisses. Den nächstgrößten Anteil macht die Koppe (*Cottus gobio*) aus, mit einer Individuenzahl von 198 bzw. 19,7% des Gesamtfanges.

Die allochthone Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) trägt mit 60 Individuen bzw. einem Anteil von 6 % zum Gesamtfang bei.

Zusätzlich war der Nachweis von folgenden heimischen Arten möglich: Aitel (*Squalius cephalus*), Donaubachneunauge (*Eundontomyzon vladykovi*), Elritze (*Phoxinus phoxinus*), Flussbarsch (*Perca fluviatilis*), Giebel (*Carassius gibelio*), Hecht (*Esox lucius*), Huchen (*Hucho hucho*), Nase (*Chondrostoma nasus*) und Rotaug (*Rutilus rutilus*). Mit Bachsaibling (*Salvelinus fontinalis*) und Elsässer Saibling (*Salvelinus umbla x fontinalis*) wurden zwei weitere allochthone Arten in der Enns nachgewiesen. Alle gefangenen Huchen stammen aus Besatzmaßnahmen der letzten Jahre.

Tab. 24: Gesamtfangergebnis Enns (Tabelle enthält in Spalte Gesäuse auch die Lettmair-Au).

Fischart	Oberhalb Gesäuse		Gesäuse		Gesamtergebnis	
	Stück	Prozent	Stück	Prozent	Stück	Prozent
Aitel			1	0,2	1	0,1
Äsche	119	21,7	111	24,3	230	22,9
Bachforelle	248	45,2	213	46,7	461	45,9
Bachsaibling	1	0,2	1	0,2	2	0,2
Elritze	3	0,5			3	0,3
Elsässer Saibling	2	0,4			2	0,2
Flussbarsch	4	0,7	2	0,4	6	0,6
Giebel	2	0,4	1	0,2	3	0,3
Hecht	2	0,4	1	0,2	3	0,3
Huchen	7	1,3			7	0,7
Koppe	113	20,6	85	18,6	198	19,7
Nase	2	0,4			2	0,2
Neunauge (Querder)	10	1,8	15	3,3	25	2,5
Regenbogenforelle	36	6,6	24	5,3	60	6,0
Rotaug			2	0,4	2	0,2
<b>Gesamtergebnis</b>	<b>549</b>	<b>100,0</b>	<b>456</b>	<b>100,0</b>	<b>1005</b>	<b>100,0</b>



Abb. 53: Nase (links) und Hecht (rechts) aus der Enns.

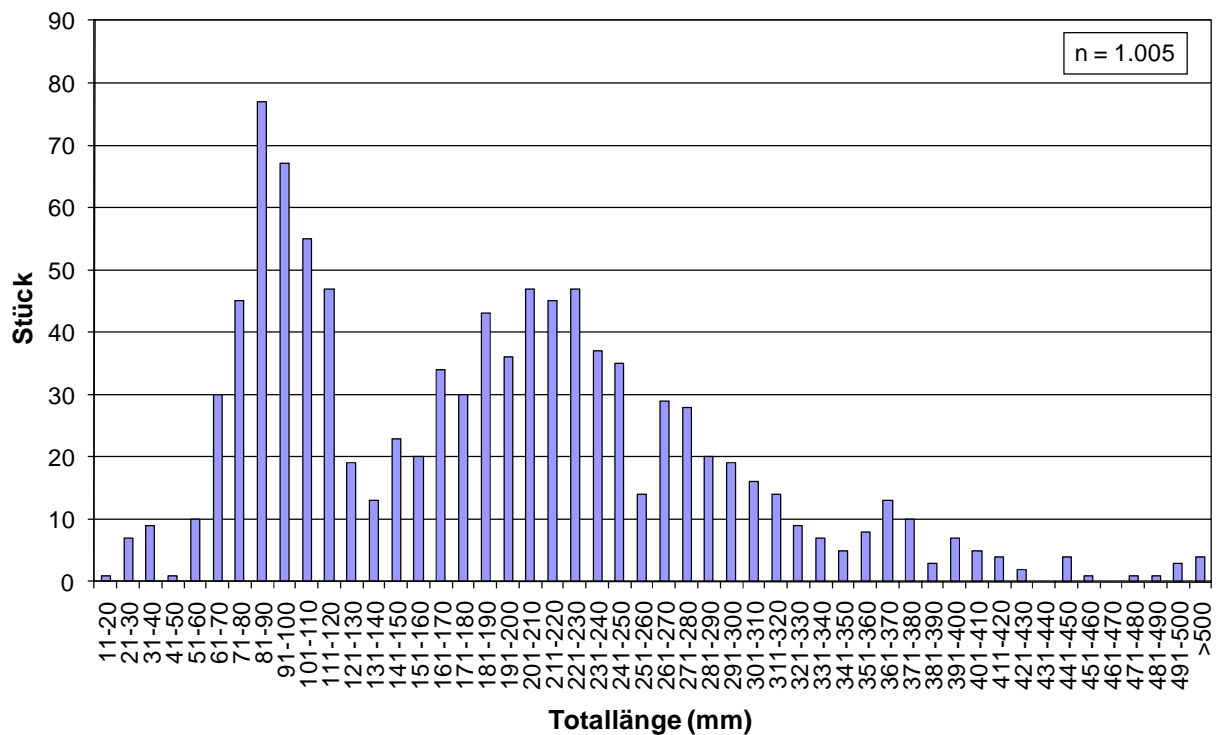


Abb. 54: Längen-Häufigkeit aller in der Enns gefangenen Fische.

Bei Betrachtung der Verteilung aller in der Enns gefangenen Individuen auf die Längenklassen zeigt sich, dass vor allem kleine und mittlere Längen in größerem Maße vertreten sind. In den Größenklassen ab ca. 300 mm zeigen die Bestände nur noch ein geringes Vorkommen.

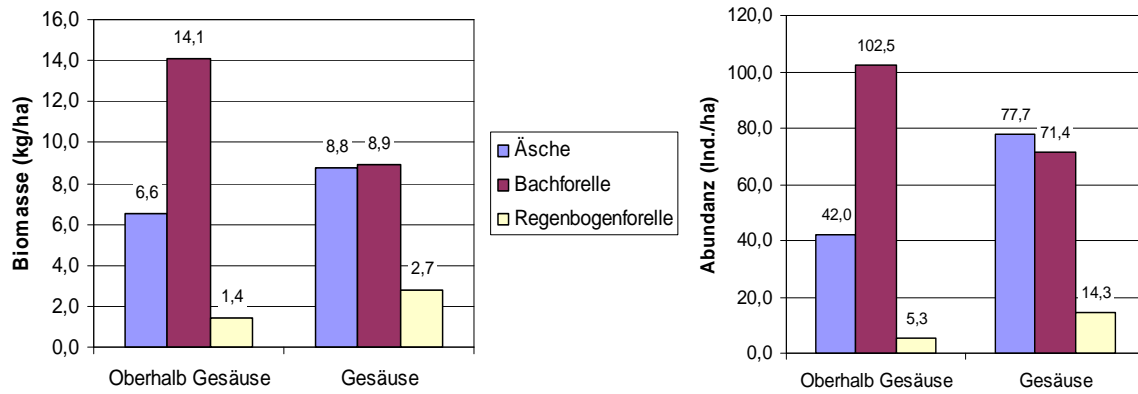


Abb. 55: Biomasse (links) und Abundanz (rechts) in den Abschnitten.

Bei einem Vergleich der Biomasse und der Abundanz in den Abschnitten oberhalb des Gesäuses und im Gesäuse selbst zeigt sich, dass die Bachforelle mit 14,1 kg/ha und 102,5 Ind./ha im oberen Abschnitt am häufigsten vorkommt und auch häufiger als im Gesäuse selbst. Die Äsche hingegen kommt oberhalb des Gesäuses nur mit 6,6 kg/ha und 42,0 Ind./ha vor, im Gesäuse hingegen mit 8,8 kg/ha und 77,7 Ind./ha. Die Regenbogenforelle ist in beiden Abschnitten recht schwach vertreten, im Abschnitt Gesäuse allerdings noch häufiger mit 2,7 kg/ha und 14,3 Ind./ha.



## 4.2.2 Dichte und Biomasse nach Abschnitten

### 4.2.2.1 Oberhalb Gesäuse

Durchschnittlich betragen die Biomasse 22,1 kg und die Abundanz 149,8 Individuen pro Hektar. Vergleicht man in diesem Abschnitt die verschiedenen Streifentypen, ist deutlich zu erkennen, dass die befischte Mitte mit einer durchschnittlichen Abundanz von 17,8 Individuen/ha der Bereich mit den geringsten Fischdichten ist. Auch die Biomasse ist im Bereich der Mitte mit 3,1 kg/ha entsprechend niedrig. Nur wenig mehr an Dichte und Biomasse liefern die versetzten Ufer strukturiert mit 8,8 kg/ha und 23,8 Ind./ha. Relativ ähnliche Zahlen ergeben die Bereiche Ufer Schotterbank und versetztes Ufer unstrukturiert. Die besten Ergebnisse zeigen sich oberhalb des Gesäuses in den Streifen Ufer strukturiert mit 71,4 kg/ha und 692 Ind./ha, sowie in den als Bucht ausgewiesenen Streifen mit 173,2 kg/ha und 698,3 Ind./ha. Die Bucht fließt allerdings als nur selten auftretende Sonderstruktur nicht in die Gesamtberechnung ( $\emptyset$ ha Enns) ein.

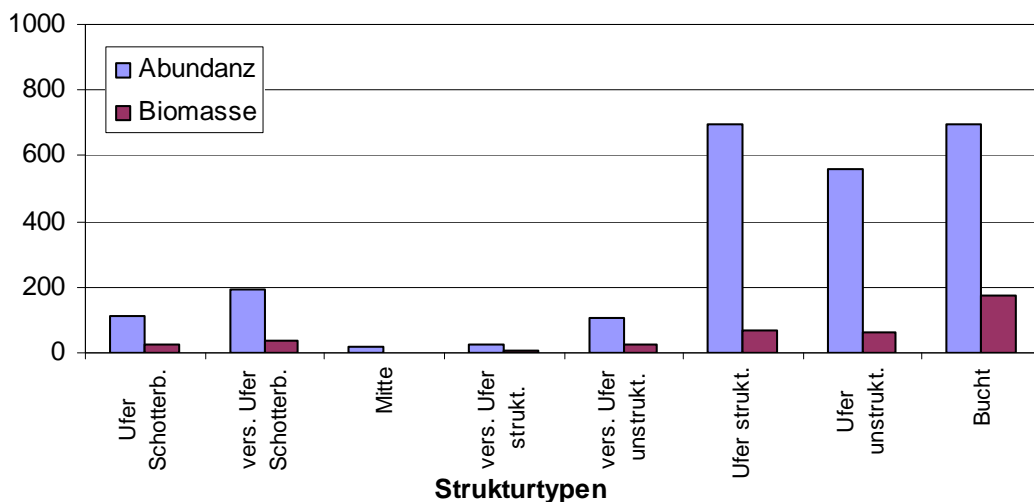


Abb. 56: Abundanz und Biomasse pro Strukturtyp oberhalb des Gesäuses.

Im Bezug auf Biomasse und Abundanz ist die Bachforelle am weitaus stärksten vertreten. Mithilfe der Befischungsdaten konnte eine Biomasse von 14,1 kg/ha sowie eine Dichte von 102,5 Ind./ha errechnet werden. An zweiter Stelle findet sich in diesem Bereich der Enns die Äsche mit 6,6 kg/ha und 42,0 Ind./ha. Die Regenbogenforelle macht hingegen mit 1,4 kg/ha und 5,3 Ind./ha nur einen kleinen Teil an Biomasse und Abundanz der drei Hauptfischarten aus. Um die bevorzugten Strukturen des Huchens darzustellen und die Vergleichbarkeit zum Ergebnis des Jahres 2006 zu gewährleisten, wurden Abundanz und Biomasse unabhängig von Dichte und Biomasse der drei Hauptfischarten berechnet. Im Bereich oberhalb des Gesäuses zeigt sich dadurch, dass der Huchen die größte Biomasse mit 18,1 kg/ha im Bereich unstrukturierter Ufer aufweist. Auch die Abundanz ist in solchen Bereichen mit

15,4 kg/ha am größten. Weiters genutzt werden vom Huchen auch versetzte Ufer unstrukturiert sowie die Mitte.

Tab. 25: Biomasse und Abundanz in den Strukturtypen oberhalb des Gesäuses.

Biomasse kg/ha										
Fischart	Ufer Schotterb.	vers. Ufer Schotterb.	Mitte	vers. Ufer strukt.	vers. Ufer unstrukt.	Ufer strukt.	Ufer unstrukt.	Ø ha Enns	Bucht	Seitenarm
Äsche	9,7	22,6	1,4	2,5	2,6	7,7	6,2	<b>6,6</b>	0,0	-
Bachforelle	16,6	12,1	1,1	6,3	17,7	57,6	51,3	<b>14,1</b>	72,0	-
Regenbogenforelle	0,0	0,8	0,6	0,0	5,0	6,0	4,0	<b>1,4</b>	101,2	-
Gesamt	26,3	35,5	3,1	8,8	25,3	71,4	61,4	<b>22,1</b>	173,2	-
Huchen	0,0	0,0	3,4	0,0	5,0	0,0	18,1	<b>3,1</b>	0,0	-
Abundanz Ind/ha										
Fischart	Ufer Schotterb.	vers. Ufer Schotterb.	Mitte	vers. Ufer strukt.	vers. Ufer unstrukt.	Ufer strukt.	Ufer unstrukt.	Ø ha Enns	Bucht	Seitenarm
Äsche	65,6	149,2	10,9	11,9	13,1	43,7	24,8	<b>42,0</b>	0,0	-
Bachforelle	49,2	37,7	4,0	11,9	79,4	626,0	519,8	<b>102,5</b>	394,3	-
Regenbogenforelle	0,0	3,8	3,0	0,0	12,0	23,2	14,2	<b>5,3</b>	304,0	-
Gesamt	114,7	190,7	17,8	23,8	104,4	692,9	558,7	<b>149,8</b>	698,3	-
Huchen	0,0	0,0	2,0	0,0	2,2	0,0	15,4	<b>2,1</b>	0,0	-

#### 4.2.2.2 Gesäuse

Verglichen mit dem Abschnitt oberhalb des Gesäuses zeigt die Mitte im Abschnitt Gesäuse mit 4,8 kg/ha und 38,6 Ind./ha. zwar etwas höhere Werte betreffend Biomasse und Abundanz, allerdings sind diese Bereiche trotzdem jene mit dem geringsten Fischvorkommen in diesem Abschnitt. Bei den Streifen mit den zweitniedrigsten Biomassewerten handelt es sich um die Bereiche Ufer Schotterbank, wobei allerdings in diesen Strukturtypen die Abundanz bei 138,9 Ind./ha liegt. Eine höhere Abundanz bei vergleichsweise geringer Biomasse zeigen auch die beiden Sonderstrukturen Bucht und Seitenarm sowie der Bereich versetztes Ufer unstrukturiert. Niedrigere Abundanzwerte zeigen die versetzten Ufer unstrukturiert, dafür liegt die hier vergleichsweise hohe Biomasse bei 20 kg/ha. Am besten schneiden, betrachtet man sowohl die Dichte als auch die Biomasse, die Ufer strukturiert mit 42,9 kg/ha und 455,5 Ind./ha, sowie die versetzten Ufer Schotterbänke mit 53,7 kg/ha und 399,1 Ind./ha, ab.

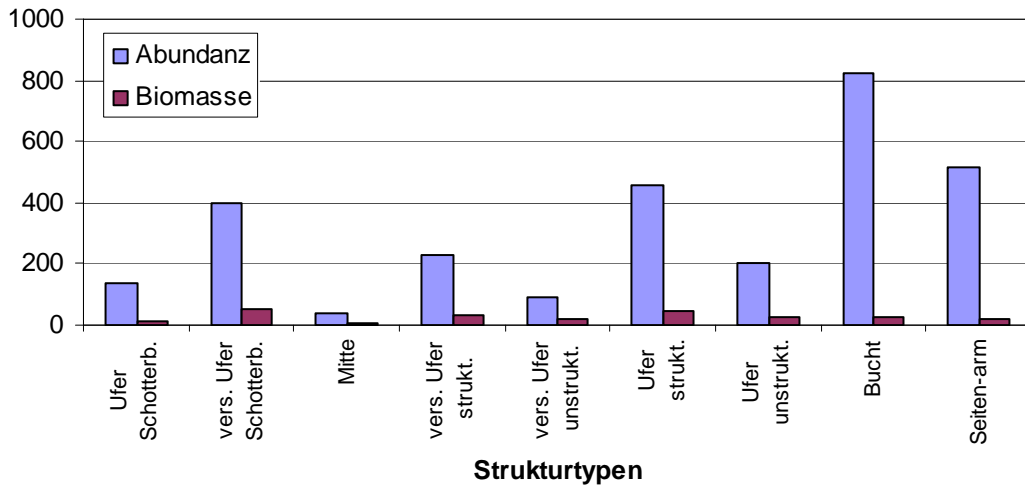


Abb. 57: Abundanz und Biomasse pro Strukturtyp im Gesäuse.

Im Abschnitt Gesäuse ist die Äsche der Bachforelle im Hinblick auf die Individuendichte knapp überlegen. Sie erreicht pro Hektar der Enns errechnete 77,7 Individuen, die Bachforelle hingegen nur 71,4 Individuen. Allerdings liegt die Biomasse der Äsche mit 8,8 kg/ha knapp unter den 8,9 kg/ha der Bachforelle. Die Regenbogenforelle ist im Gesäuse mit einer Dichte von 14,3 Ind./ha etwas häufiger als im Abschnitt oberhalb des Gesäuses.

Tab. 26: Biomasse und Abundanz in den Strukturtypen im Gesäuse.

Biomasse kg/ha										
Fischart	Ufer Schotterb.	vers. Ufer Schotterb.	Mitte	vers. Ufer strukt.	vers. Ufer unstrukt.	Ufer strukt.	Ufer unstrukt.	Ø ha Enns	Bucht	Seiten-arm
Äsche	7,9	33,6	2,8	10,7	5,7	5,7	0,9	<b>8,8</b>	0,0	4,4
Bachforelle	4,1	12,8	2,0	15,6	9,8	29,2	24,0	<b>8,9</b>	25,3	15,8
Regenbogenforelle	2,5	7,3	0,0	5,2	4,4	8,0	1,2	<b>2,7</b>	0,0	0,0
Gesamt	14,56	53,67	4,77	31,46	20,00	42,87	26,03	<b>20,4</b>	25,26	20,30
Abundanz Ind/ha										
Fischart	Ufer Schotterb.	vers. Ufer Schotterb.	Mitte	vers. Ufer strukt.	vers. Ufer unstrukt.	Ufer strukt.	Ufer unstrukt.	Ø ha Enns	Bucht	Seiten-arm
Äsche	92,6	282,2	20,3	102,9	24,1	69,3	20,2	<b>77,7</b>	0,0	64,7
Bachforelle	37,5	84,9	18,3	85,7	45,0	343,8	170,1	<b>71,4</b>	821,4	446,8
Regenbogenforelle	8,8	32,0	0,0	42,9	22,2	42,4	11,6	<b>14,3</b>	0,0	5,7
Gesamt	138,9	399,1	38,6	231,5	91,3	455,5	201,9	<b>163,4</b>	821,4	517,2

### 4.2.3 Populationsaufbau einzelner Fischarten

#### 4.2.3.1 Äsche

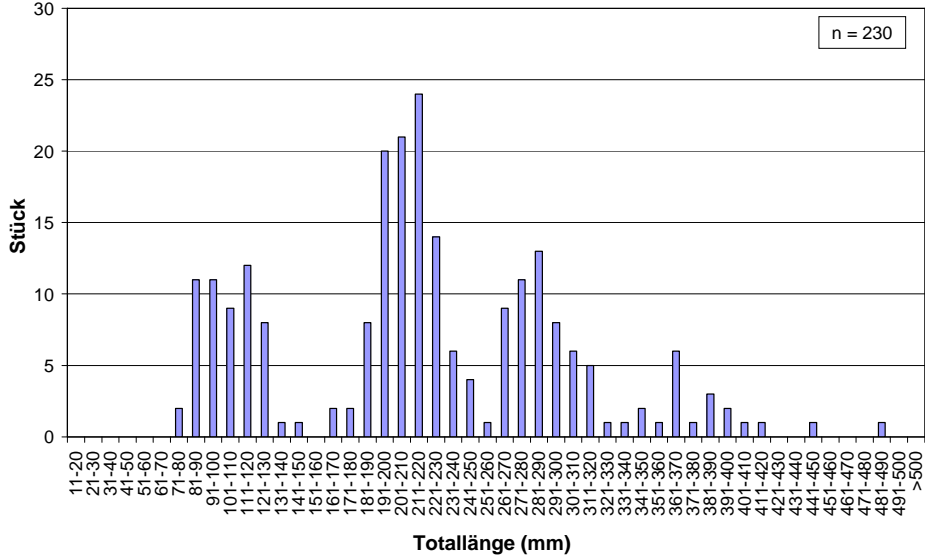


Abb. 58: Äsche Enns insgesamt.

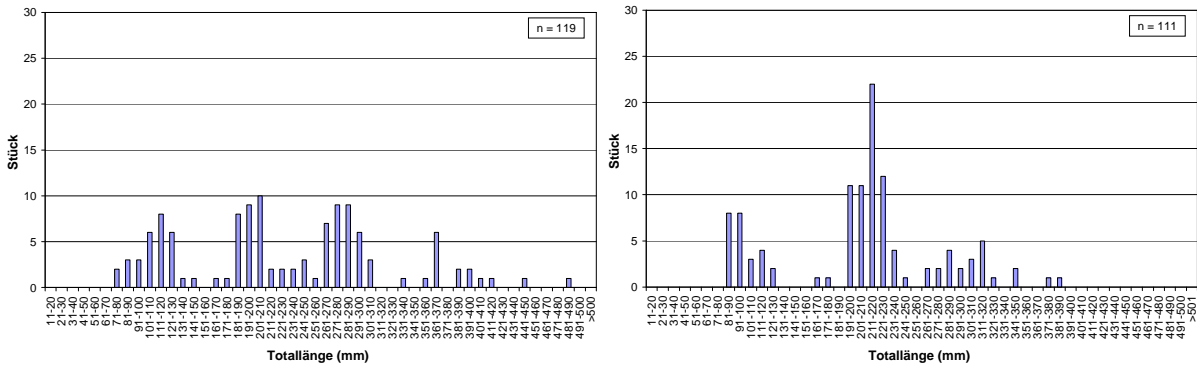


Abb. 59: Äsche oberhalb Gesäuse (links) und Äsche Gesäuse (rechts).



Abb. 60: Juvenile (links) und adulte Äsche (rechts).

Die Äsche stellt im untersuchten Abschnitt der Enns, der als Hyporhithral eingestuft ist, eine Leitart dar. Aus der Darstellung der Längenfrequenzen der Äschenpopulation in der Enns lässt sich ablesen, dass sich der Populationsaufbau in einem relativ naturnahen Zustand befindet. Jungfische bis 150 mm sind vermutlich aus methodischen Gründen leicht unterrepräsentiert. Das kleinste gefangene Individuum der Äsche misst 80 mm, das größte Individuum misst 485 mm, wobei diese beiden Tiere im oberen Abschnitt des Untersuchungsgebietes erfasst wurden. Die am stärksten vertretene Altersklasse ist die der 1+ Fische (Reproduktionsjahr 2008) mit einer Körperlänge zwischen 161 mm und 260 mm. Die Abschnitte einzeln betrachtet, lässt oberhalb des Gesäuses einen etwas größeren Jungfischbestand (0+, 2+) erkennen als im Abschnitt Gesäuse. Im Gegensatz dazu ist im Gesäuse die 1+ Altersklasse stärker vertreten.

#### 4.2.3.2 Bachforelle

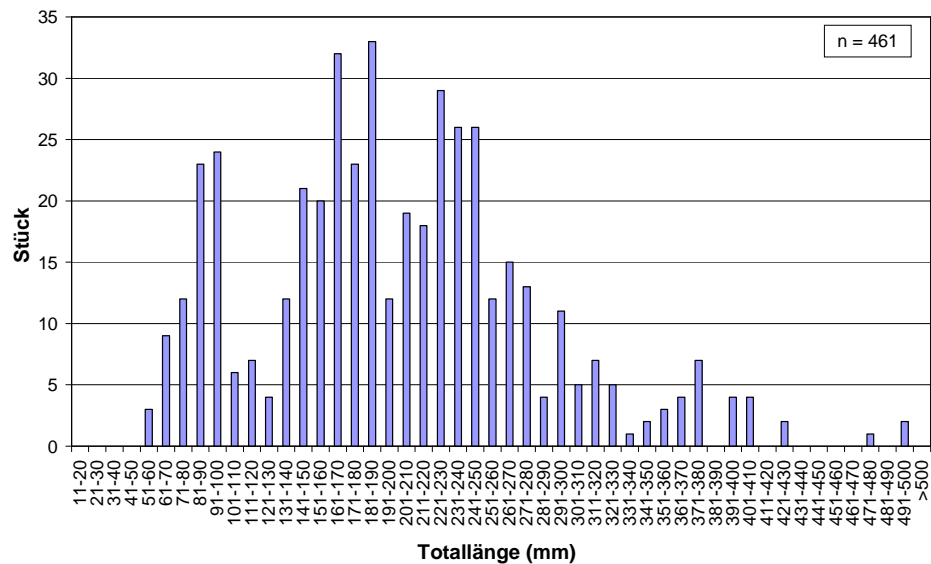


Abb. 61: Bachforelle Enns gesamt.

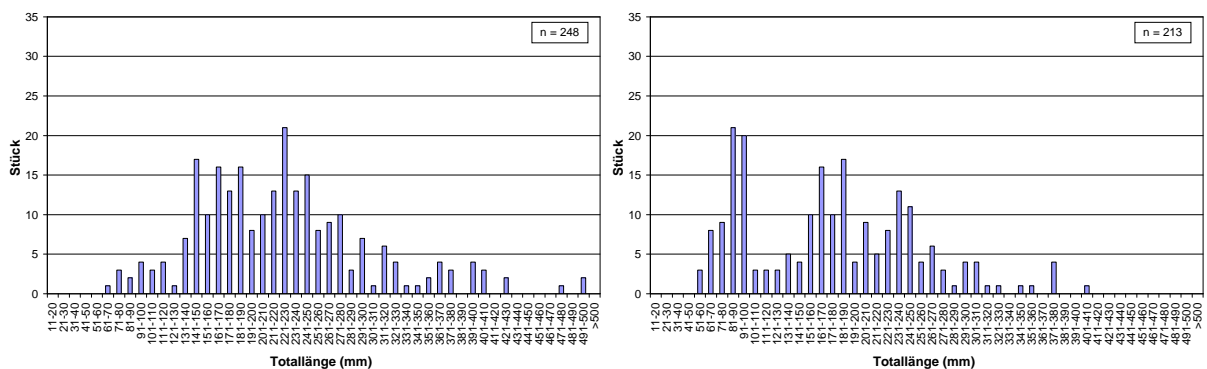


Abb. 62: Bachforelle oberhalb Gesäuse (links) und Bachforelle Gesäuse (rechts).



Abb. 63: Juvenile (links) und subadulte Bachforelle (rechts).

Die Bachforelle (*Salmo trutta*) stellt im Hyporhithral unter natürlichen Bedingungen die zweite Leitart dar und sollte daher in der Häufigkeitsverteilung nach der Äsche an zweiter Stelle stehen. Im vorliegenden Fall allerdings ist die Bachforelle mit Abstand die am häufigsten gefangene Art in der Enns. Insgesamt wurden in der Enns 461 Individuen erfasst. 248 davon im Bereich oberhalb des Gesäuses und 213 im Gesäuse selbst. In der Betrachtung der Längenfrequenzen (Abb. 61) sind alle Altersklassen der Bachforelle zu erkennen. Getrennt bewertet zeigt der Abschnitt Gesäuse einen naturnäheren Populationsaufbau, da die Anzahl der Jungfische die Zahl der Adulten übersteigt. Die beiden größten Individuen mit 495 mm wurden im Bereich oberhalb des Gesäuses gefangen.

4.2.3.3 Koppe

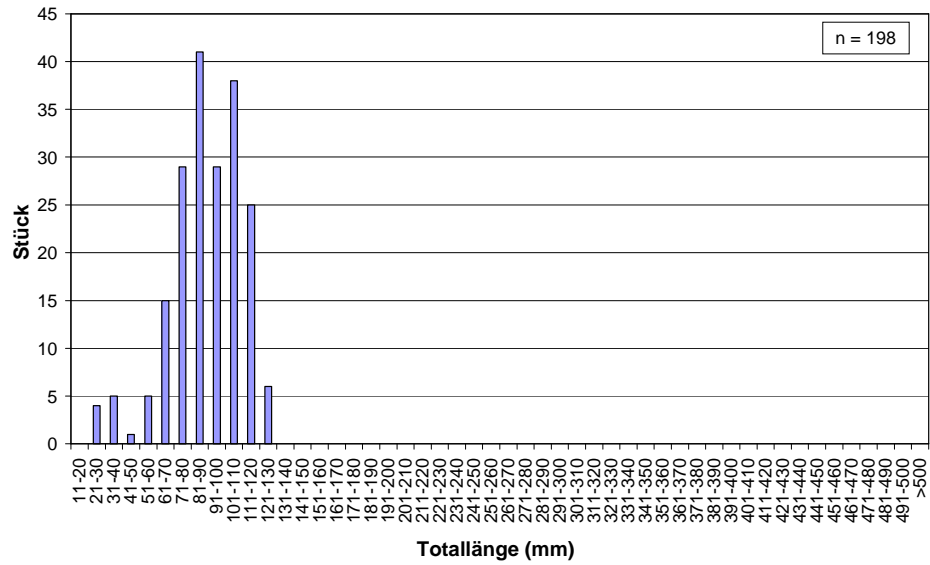


Abb. 64: Koppe gesamt.

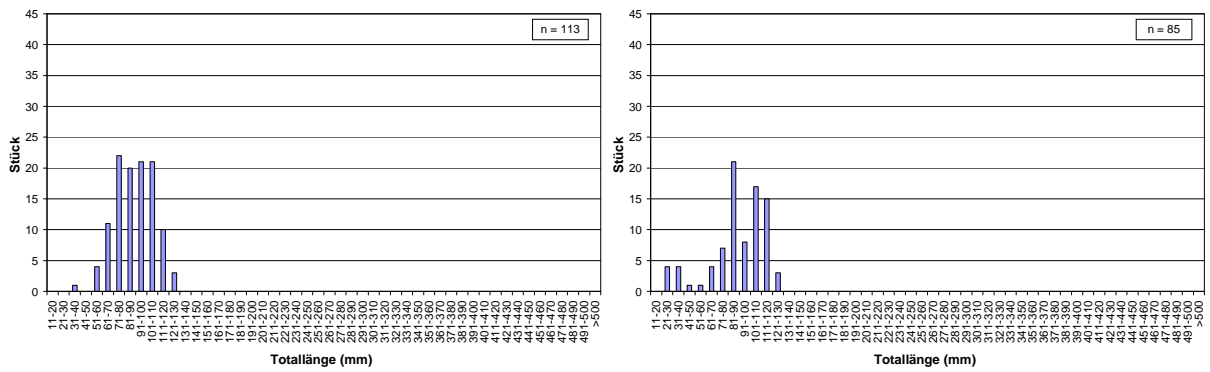


Abb. 65: Koppe oberhalb Gesäule (links) und Koppe im Gesäule (rechts).



Abb. 66: Juvenile (links) und adulte Koppe (rechts).

Im gesamten Untersuchungsgebiet wurden 198 Individuen der Koppe (*Cottus gobio*) gefangen, davon 113 Exemplare im Abschnitt oberhalb des Gesäules und 85 im Gesäule. Insgesamt bewegt sich der dominierende Anteil in den Größenklassen zwischen 81 mm und

110 mm. Im Bereich oberhalb des Gesäuses wurden primär adulte Individuen (ab einer Größe von ca. 80 mm) gefangen, während juvenile Stadien in diesem Abschnitt eher unterrepräsentiert sind. Hingegen im Gesäuse selbst wurden auch kleinere Individuen erfasst, die kleinsten in der Größenklasse ab 20 mm. Der dominierende Anteil dieser juvenilen Individuen wurde allerdings im ruhigeren Seitenarm der Enns (Lettmair Au) gefangen. Die höchsten Fangzahlen der Koppe im Gesäuse bewegen sich in den Längenklassen zwischen 70 und 110 mm.

#### 4.2.3.4 Donaubachneunauge

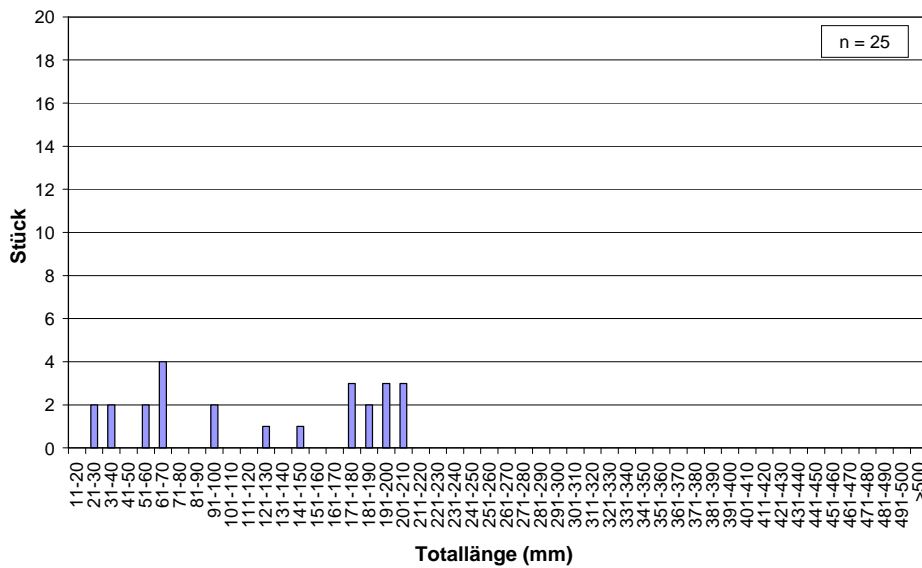


Abb. 67: Neunaugen Enns gesamt.

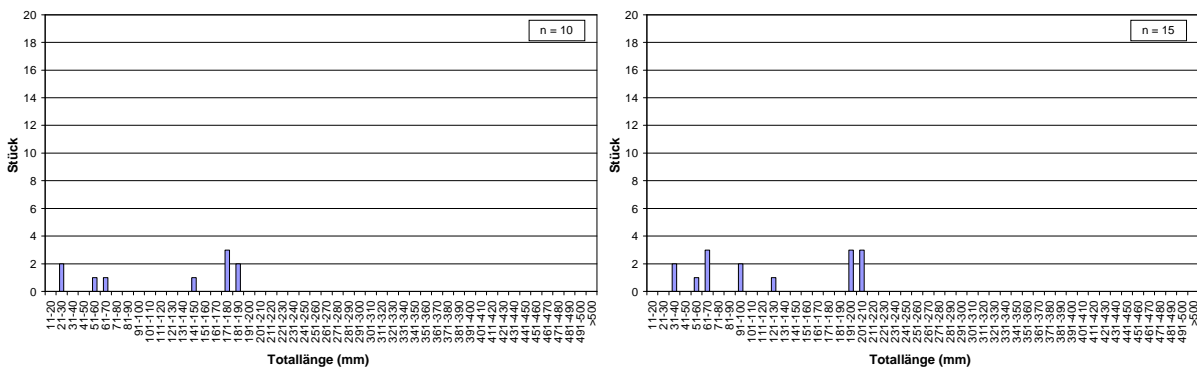


Abb. 68: Neunauge oberhalb Gesäuse (links) und Neunauge Gesäuse (rechts).



Abb. 69: Juveniles Stadium des Donaubachneunauges (Querder). (aus Foramitti, 2008).



Im Fall des Donaubachneunauges (*Eudontomyzon vladykovi*) ist die Verteilung der gefangenen Individuen in den verschiedenen Längenklassen relativ gleichmäßig. Insgesamt wurden 25 Neunaugen gefangen, wobei 15 Individuen im Gesäuse und 10 Individuen im Bereich oberhalb des Gesäuses erfasst wurden. In beiden Abschnitten fanden sich ausschließlich Larven (Querder), wobei die beiden größten Individuen mit 210 mm im Gesäuse und die beiden kleinsten Individuen mit 25 mm im Abschnitt oberhalb des Gesäuses gefangen wurden. Es muss jedoch ausdrücklich darauf hingewiesen werden, dass in beiden Abschnitten oft erst nach 10-15 Minuten dauernder Punktbefischung die ersten Querder zum Vorschein kamen. Das lässt jedoch auf geringe Vorkommen im Bereich jener Ufer schließen, die nicht gezielt nach Querdern abgesucht wurden. Speziell die kleinen Stadien können nur bei guter Sicht im Bereich der Wasseranschlagslinie gesichtet und gefangen werden, da sie durch die Maschen von Polstange und Kescher schlüpfen und kaum betäubt werden.

#### 4.2.3.5 Regenbogenforelle

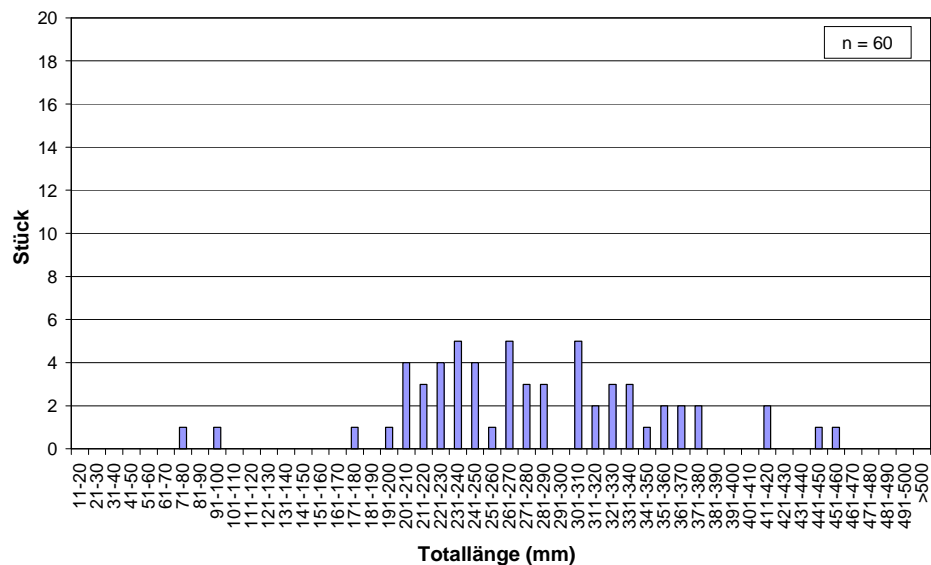


Abb. 70: Regenbogenforelle Gesäuse gesamt.

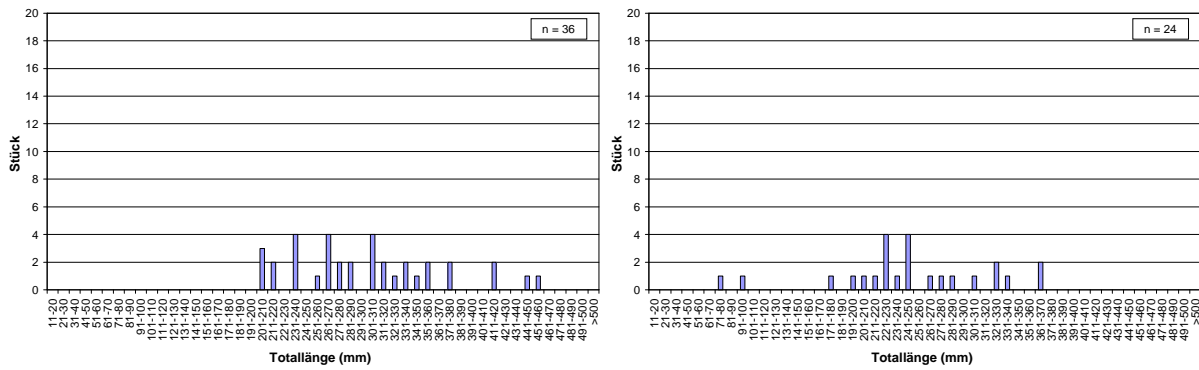


Abb. 71: Regenbogenforelle oberhalb Gesäuse (links) und Regenbogenforelle Gesäuse (rechts).



Abb. 72: Regenbogenforelle

Die allochthone Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) ist in den Gesamtfangzahlen mit 60 Individuen vertreten, wobei 36 oberhalb des Gesäuses und 24 im Gesäuse erfasst wurden. Im Abschnitt oberhalb des Gesäuses wurden keine juvenilen Stadien erfasst, die kleinsten Individuen in diesem Bereich finden sich in der Längenklasse ab 200 mm. In den weiteren Klassen ist die Verteilung relativ gleichmäßig, wobei das größte gefangene Individuum 455 mm maß. Im Abschnitt Gesäuse verteilen sich die erfassten Regenbogenforellen ähnlich auf die Größenklassen, wobei hier die beiden juvenilen Individuen in den Größenklassen ab 70 mm und ab 90 mm erwähnt werden müssen, da sie auf eigenständige Reproduktion hinweisen. Ansonsten bewegt sich der dominierende Anteil in den Größen zwischen 220 und 250 mm. Das größte gefangene Individuum im Gesäuse maß 370 mm.

#### 4.2.3.6 Huchen

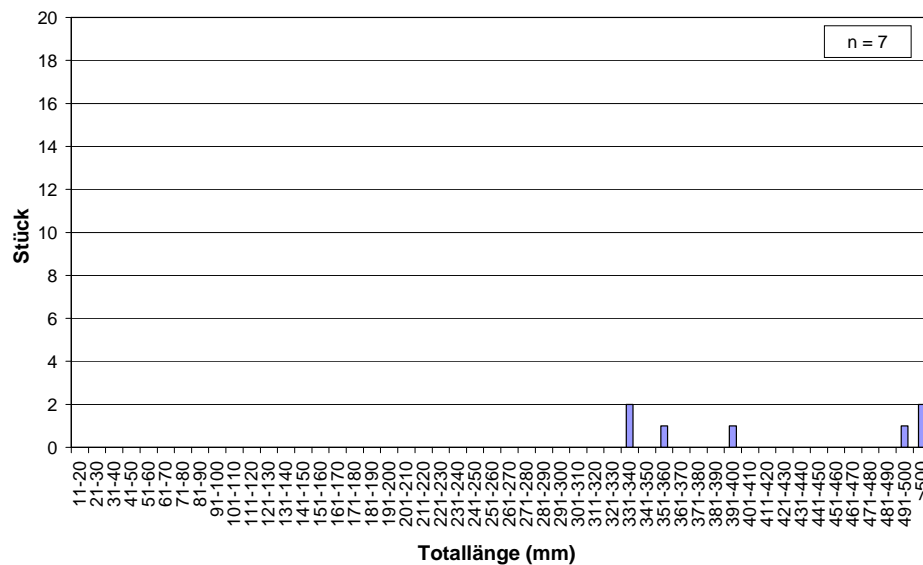


Abb. 73: Huchen oberhalb Gesäuse.



Abb. 74: Subadulter Huchen.

Der gefährdete Huchen (*Hucho hucho*) konnte in diesem Jahr nur im Abschnitt oberhalb des Gesäuses nachgewiesen werden. Diese Art wird zur Wiederbesiedelung seit einigen Jahren im Bereich der Palten (Fischereiverein Liezen) besetzt. Bei den sieben gefangenen Individuen handelt es sich ausschließlich um juvenile und subadulte Tiere, wobei die beiden kleinsten je 335 mm maßen. Die Länge des größten in der Enns gefangenen Huchens beträgt 575 mm.

#### 4.2.4 Bewertung des fischökologischen Zustandes der Enns

Wie schon in Kapitel 3.4.1.2 beschrieben, wurden im heurigen Jahr zwei unterschiedliche Leitbilder nach Woschitz et al. (2007) angewandt, welche in Tabelle 27 mitsamt den Fangzahlen des heurigen Jahres abzulesen sind. Zusätzlich zu den Arten, die in den aktuellen Leitbildern enthalten sind, wurden auch die Arten Giebel, sowie die faunenfremden Arten Bachsaibling, Elsässer Saibling und Regenbogenforelle erfasst und daher in die Tabelle aufgenommen. Das Bewertungsergebnis basiert auf den Ergebnissen der Hauptbefischung 2009. Zu Vergleichszwecken wurden auch Artennachweise der Strukturfischnungen (vgl. Kapitel 3.6) als Alternativwerte eingefügt (\*). Diese bewirken jedoch keine Veränderung des Bewertungsergebnisses, da diese Einzelfunde seltener Begleitarten kaum relevant sind.

Tab. 27: Adaptiertes Leitbild für die Enns (Woschitz et al., 2007). Mit (\*) gekennzeichnete Arten wurden nur im Rahmen der Strukturfischnungen 2007-2008 nachgewiesen und wirken sich nicht nachhaltig auf das Bewertungsergebnis aus.

Fischart	Wissenschaftlicher Name	Leitbild "Ober Gesäuse"	Fangergebnis 2009	Leitbild "Gesäuse"	Fangergebnis 2009
Aalrutte	Lota lota	l		b	
Aitel	Squalius cephalus	b		s	1
Äsche	Thymallus thymallus	l	119	l	111
Bachforelle	Salmo trutta fario	l	248	l	213
Bachsaibling	Salvelinus fontinalis		1		1
Bachschmerle	Barbatula barbatula	b			
Barbe	Barbus barbus	b			
Elritze	Phoxinus phoxinus	b	3		(*)
Elsässer Saibling	Salvelinus alpinus x fontinalis		2		
Flussbarsch	Perca fluviatilis	b	4		2
Giebel	Carassius gibelio		2		1
Hasel	Leuciscus leuciscus	s			
Hecht	Esox lucius	b	2		1
Huchen	Hucho hucho	l	7 (Besatz)	l	
Karassche	Carassius carassius	s			
Koppe	Cottus gobio	l	113	l	85
Laube	Alburnus alburnus	s			
Nase	Chondrostoma nasus	b	2		
Neunauge	Eudontomyzon vadykovi	l	10	b	15
Regenbogenforelle	Oncorhynchus mykiss		36		24
Rotaugen	Rutilus rutilus	s	(*)		2
Rotfeder	Scardinius erythrophthalmus	s			
Schleie	Tinca tinca	s	(*)		
Steinbeißer	Cobitis taenia	s			

Tab. 28: Fischökologischer Zustand in beiden Abschnitten an der Enns; Angaben mit \* berücksichtigen die besetzten Huchen, Angaben in runder Klammer berücksichtigen Artennachweise der Strukturfischungen 2007-2008, Angaben in eckiger Klammer entsprechen dem Rechenergebnis ohne Berücksichtigung der K.O.-Kriterien Biomasse und Fischregionsindex.

Fischindex Austria (FIA)	Ober Gesäuse			Gesäuse		
	Leitbild	Fang 2009	Bewertung	Leitbild	Fang 2009	Bewertung
Biomasse (kg/ha)	50	22,1 bzw. 25,2*	5 bzw. 4*	50	20,4	5
Leitarten	6	4 bzw. 5*	4 bzw. 3*	4	3	3
Typische Begleitarten	7	4	2	2	1	2
Seltene Begleitarten	7	0 (2)	5 (2)	1	1	1
Strömungsgilden	6	3 (4)	4 (3)	3	3	1
Reproduktionsgilden	7	4	4	3	2	2
Artenzusammensetzung und Gilden gesamt	-	-	3,7 bzw. 3,2*	-	-	2,2
Fischregionsindex	5,3	4,2	4	4,8	4,2	2
Populationsaufbau	-	-	3,4 bzw. 3,3*	-	-	2,8
Bewertung	-	-	5,0 bzw. 4,0* [3,57 bzw. 3,37* (3,22*)]	-	-	5,0 [2,49]

In Tabelle 28 wurden die Bewertungsergebnisse für beide Abschnitte aufgelistet. Daran lässt sich erkennen, dass in beiden Abschnitten der Gute Zustand (Bewertungsergebnis <2,5) weit verfehlt wurde.

Der Abschnitt „Ober Gesäuse“ weist in der Bewertungstabelle ein paar Besonderheiten auf. Da sämtliche Huchen aus Besatzmaßnahmen stammen, müssen sie unberücksichtigt bleiben. In Tabelle 25 sind daher Werte inklusive Huchen (Leitart, zusätzliche Biomasse) mit einem Stern versehen. Das offizielle Bewertungsergebnis liefert aufgrund der Biomasse <25 kg/ha einen Wert von 5,0. Selbst bei ausreichender Biomasse wäre aber mit 3,57 nur Zustandsklasse 4 erreicht. Diese Tatsache beruht hauptsächlich darauf, dass durch frühere Begradigungen und harte Verbauungen der Uferregionen ein Rhithralisierungseffekt entstand, der sich durch erhöhte Fließgeschwindigkeiten und einer Eintiefung der Gewässersohle bemerkbar machte. Als Folge dessen wurde das Habitatangebot für indifferente und stagnophile Arten erheblich vermindert, sodass diese Arten heute nur noch in geringem Maße in der Enns gefunden werden können.

Unter Mitberücksichtigung des Huchens würde das Biomasse-K.O.-Kriterium Stufe 4 (Wert 4,0) ausweisen (ohne Biomasse Stufe 3, Wert 3,37). Nimmt man noch die beiden seltenen Begleitarten Rotaugen und Schleie (Nachweise nur bei den Strukturfischungen 2007/2008) in die Bewertungsmatrix auf, erhält man ein Rechenergebnis von 3,22 – allerdings wäre immer noch die Biomasse als K.O.-Kriterium aktiv. Ungeachtet des Variantenspiels im Grenzbereich der Biomasse zwischen Klasse 4 und 5 ergibt sich somit eine klare Verfehlung

des Guten Zustands. Es kann aber gut der positive Effekt zusätzlicher Artennachweise aufgezeigt werden.

Im Abschnitt Gesäuse liegt die schlechte Bewertung von Klasse 5 alleine an der Biomasse, die in diesem Bereich sogar die Grenze von 25 kg/ha unterschreitet und nur auf 20,4 kg/ha kommt. Daher gilt die Biomasse auch in diesem Abschnitt als K.O-Kriterium. Ließe man diesen Wert unbeachtet (z.B. bei Erholung der Fischbestände auf über 50 kg/ha), könnte im Gesäuse mit einer Bewertung von 2,49 der gute Zustand gerade noch erreicht werden.

## 5 Diskussion

### 5.1 Johnsbach

#### 5.1.1 Beurteilung des Fischbestandes

Betrachtet man den Fischbestand, der im Johnsbach erfasst wurde, fallen in erster Linie die niedrigen Biomassewerte auf. Dies lässt sich in einigen Abschnitten (1 bis 3) im unteren Bereich des Gewässers auf die hohe Geschiebedynamik zurückführen. Allerdings ist dieser Faktor in den weiter oben gelegenen Bereichen („Ober Tunnel“) nicht mehr derart ausschlaggebend, daher können in diesem Abschnitt nur die bestehenden Verbauungen und Querbauten im Johnsbach für die niedrigen Fischdichten und Biomassen verantwortlich gemacht werden. Aus diesem Grund wird in Abschnitt 4 nach WRRL nur ein „ungenügender ökologischer Zustand“ erreicht. In allen anderen Abschnitten liegt die Bewertung unter 2,5, sodass der ökologische Zustand als „gut“ gilt. Allerdings müssen dabei die vorgenommenen Adaptierungen des Leitbildes beachtet und diskutiert werden.

Vor allem in Abschnitt 1.1 (Webcam) macht die Adaptierung des Leitbildes an die vorherrschenden Bedingungen einen großen Unterschied in der Endbewertung. Wie in Tabelle 19 zu erkennen ist, wurde dieser Bereich des Johnsbaches mit einer Gesamtbewertung von 1,79 als ökologisch „gut“ eingestuft. Dies gilt allerdings nur, wenn die Koppe, statt wie im Referenzzustand als Leitart, nur als seltene Begleitart eingestuft wird (siehe Kapitel 3.4.1.1). Blicke man beim vorgesehenen Leitbild, wäre das Endergebnis mit 3,11 ein ungenügender Zustand. In diesem Bereich ist es fraglich, inwieweit die Koppe in der Gesamtartenzusammensetzung eine Rolle spielt. Wie das Fangergebnis des Abschnittes 1 im direkten Mündungsbereich zeigt, sind Koppeln durchaus gewillt, aus der Enns in den Johnsbach aufzusteigen. Allerdings wirken die Querbauten in diesem ersten Abschnitt bereits als nicht zu überbrückende Barriere für diese bodenlebende Fischart, sodass die Vorhersage, wie weit die Koppe bei vollständiger Durchgängigkeit in den Johnsbach aufsteigen würde, nur schwer zu treffen ist. Da der Charakter des Johnsbaches allerdings im Abschnitt 1.1 nicht besonders stark von Abschnitt 1 abweicht, ist anzunehmen, dass die Koppe bei barrierefreier Fließstrecke durchaus in der Lage wäre, sich bis zu einigen hundert Metern flussauf auszubreiten (vgl. Kapitel 5.1.4.1).

Die Bachforelle ist als einzige Art in allen Abschnitten vertreten, allerdings in stark schwankenden Häufigkeiten. Die mit ihr konkurrierende, faunenfremde Regenbogenforelle wurde nur durch wenige Individuen in Abschnitt 1.1 und 2.1 nachgewiesen. Auch von der Äsche, die ein typisches Faunenelement der Enns darstellt und aus diesem Grund auch im

Johnsbach zumindest in den ennsnahen Abschnitten zu erwarten wäre, konnten nur 3 Individuen erfasst werden. Die im Leitbild Metarhithral als seltene Begleitart vertretene Aalrutte wurde nicht nachgewiesen, da auch in der Enns derzeit kein Bestand dieser Art existiert. Insgesamt vier Individuen des allochthonen Elsässer Saiblings wurden in den Abschnitten 1.1 und 2 gefangen. Es ist anzunehmen, dass es sich hierbei um Besatzfische handelt, die im oberen Bereich des Gewässers bei der Ortschaft Johnsbach eingesetzt wurden.

### 5.1.2 Beurteilung der Reproduktion

Die einzige Fischart, die im Johnsbach augenscheinlich reproduziert, ist die in allen Abschnitten nachgewiesene Bachforelle. Allerdings ist auch hier anzumerken, dass der Populationsaufbau in den Abschnitten durchwegs Lücken aufweist. Vor allem Jungfische bis 150 mm, die normalerweise den größten Anteil einer Population ausmachen sollten, fehlen zumeist oder sind nur in geringer Anzahl vorhanden, ausgenommen Abschnitt 4 (Ober Tunnel), der einen sehr naturnahen Aufbau der Bachforellen-Population aufweist.

Die Äsche, die für die Enns eine charakteristische Fischart darstellt, wäre im Johnsbach allgemein auch zu erwarten. Hierbei ist jedoch zu erwähnen, dass der starke Geschiebetrieb im Gewässer möglicherweise dem Aufbau einer ständig im Johnsbach lebenden Population entgegenwirkt. Es ist allerdings anzunehmen, dass kleine Zubringer wie der Johnsbach wichtige Reproduktionsareale für die Äsche darstellen, sodass diese Art zumindest zu gewissen Zeiten im Jahr zum Zweck des Abblaus im Johnsbach vorkommen sollte.

In der diesjährigen Studie konnte im Johnsbach keine Reproduktion der Äsche nachgewiesen werden, da nur drei adulte Individuen erfasst wurden. Eines dieser Tiere wurde unterhalb der ersten Querbauwerke in der Mündungsfahne gefangen, wodurch es sich hierbei sehr wahrscheinlich um einen Ennsfisch handelt. Die anderen beiden Exemplare wurden in Abschnitt 2 (Furkation) und 2.1 (Sohlrampe) gefangen und waren 370 bzw. 390 mm lang, wodurch anzunehmen ist, dass diese adulten Tiere den Aufstieg bis zu den jeweiligen Abschnitten gemeistert haben. Möglicherweise ist dies ein erstes Anzeichen für eine zukünftig stattfindende Reproduktion der Äsche im Johnsbach. Allerdings spielt für eine erfolgreiche Fortpflanzung der Äsche nicht nur die Durchgängigkeit eine Rolle. Auch das Gefälle, die Fließgeschwindigkeit sowie die Substratzusammensetzung müssen stimmen, um den Juvenilstadien ein geeignetes Habitat zu bieten. Da der Johnsbach als stark geschiebeführend gilt und die Abflussmaxima im Frühjahr mit der Äschenlaichzeit kollidieren, sind die Bedingungen für das Naturaufkommen dieser Fischart (Eier, Jungfische) problematisch. Allerdings konnte mit der teilweisen Aufweitung des Johnsbacht-Tals bereits eine verringerte Fließgeschwindigkeit und Schleppspannung erreicht werden.



Ein ebenfalls wichtiger Punkt um die Reproduktion der Äsche gezielt zu fördern, wäre der weitere Ausbau von geeigneten Einständen für Jungfische, womit der Schutz im Winter und bei Hochwasserereignissen für schwimmschwache Larven sowie generell alle Stadien gewährleistet wäre. Die bisherigen Arbeiten in diese Richtung sind augenscheinlich noch nicht ausreichend, um die Fortpflanzung der Äsche im Johnsbach zu garantieren bzw. wäre eine weitere Erklärung für das Ausbleiben der Jungfische die noch zu kurze Etablierungsphase seit Beendigung der Bauphase am Johnsbach. Möglicherweise können aus diesem Grund die Auswirkungen der Restrukturierungsmaßnahmen noch nicht in vollem Ausmaß abgeschätzt werden. Hierfür wäre eine weitere Befischung in den Folgejahren durchaus sinnvoll.

### *5.1.3 Vergleich der Fischbestände 2005 (Wiesner et al., 2006) und 2009*

Für einen Vergleich der Fischbestände in den Jahren 2005 und 2009 können nur die Abschnitte 1, 2, 3 und 4 herangezogen werden. Im Jahr 2009 wurden die darüber liegenden Abschnitte nicht mehr bearbeitet, während die Abschnitte 1.1 und 2.1 ausschließlich im heurigen Jahr befischt wurden.

Abschnitt 1 zeigt im Jahr 2005 mit 12,9 kg/ha und 474,4 Ind./ha einen fast doppelt so hohen Ertrag als im Jahr 2009 (6,42 kg/ha und 220,16 Ind./ha). Auch die Anzahl der Arten reduzierte sich innerhalb dieser vier Jahre von vier auf drei, da die allochthone Regenbogenforelle in der Studie von 2009 in Abschnitt 1 nicht mehr nachgewiesen wurde. In beiden Jahren wurden Koppen nur im Mündungsbereich unterhalb der ersten Sohlschwelle nachgewiesen, wodurch sich zeigt, dass die durchgeführten Maßnahmen für diese Fischart keine nennenswerten Verbesserungen brachten.

Abschnitt 2 wies 2005 eine Biomasse von 13,0 kg/ha auf, während 2009 nur noch 11,93 kg/ha erfasst wurden. Allerdings stieg die Anzahl der Arten in diesem Abschnitt von zwei auf drei Arten an, da eine adulte Äsche mit 390 mm gefangen werden konnte. Dadurch liegt der Verdacht nahe, dass mithilfe der durchgeführten Renaturierungsmaßnahmen zumindest für adulte Fische dieser Art eine Verbesserung in der Durchgängigkeit erzielt werden konnte.

In Abschnitt 3 wurden im Jahr 2005 42,6 kg/ha erzielt, während hingegen im Jahr 2009 mit nur 6,59 kg/ha ein deutlich niedrigeres Ergebnis erreicht wurde. In beiden Jahren wurden in diesem Bereich des Johnsbaches ausschließlich Bachforellen gefangen. Möglicherweise spielte bei dem Ergebnis von 2009 auch die Tatsache eine Rolle, dass der Wasserstand zur Zeit der Befischung stark erhöht war, wodurch in dieser Strecke, die auch bei Niederwasser

relativ hohe Fließgeschwindigkeiten und ein erhöhtes Gefälle aufweist, für Fische kaum die Möglichkeit bestand, sich zu halten.

Abschnitt 4 zeigte in beiden Jahren ein, im Vergleich zu den flussabwärts gelegenen Strecken, gutes Ergebnis, wobei 2005 mit 33,7 kg/ha eine höhere Biomasse nachgewiesen wurde als im Jahr 2009 (19,83 kg/ha). Dieser Bereich des Johnsbaches zeigt ein verhältnismäßig gutes Potential für Fischvorkommen, da das Gefälle niedriger und auch der Geschiebetrieb nicht mehr so stark ausgeprägt ist. Allerdings konnte auch in diesem Abschnitt nur die Bachforelle nachgewiesen werden, da augenscheinlich die Barrieren im unteren Abschnitt des Gewässers ein zu großes Hindernis für alle anderen Fischarten darstellen, um in diesen Bereich des Johnsbaches zu gelangen.

#### 5.1.4 Schwimm- und Sprungfähigkeit einzelner Arten

Um das Thema der Fischpassierbarkeit der Schwellen im Untersuchungsgebiet hinreichend zu behandeln, soll im Vorfeld eine Einführung in die Notwendigkeit von Fischwanderungen sowie eine Erläuterung der unterschiedlichen Schwimmgeschwindigkeiten von Fischen gegeben werden.

Potamodrome Fischwanderungen, womit Fischwanderungen gemeint sind, die ausschließlich im Süßwasser stattfinden, haben verschiedene Ursachen und Ziele. Laut Dumont et al. (2005) führen alle heimischen Fischarten mehr oder weniger weite Wanderungen durch, wobei diese je nach Jahreszeit, Art und Entwicklungsstadium unterschiedliche Funktionen erfüllen.

Zum einen gibt es **Laichwanderungen**, die in den Fließgewässersystemen durchgeführt werden. Ein bekanntes Beispiel hierfür ist die Bachforelle. Laut Dumont et al. (2005) führen Fische, die durch Querbauwerke von den arttypischen Laichwanderungen abgehalten werden, ein sogenanntes Notlaichen durch. Hierbei ist das Laichen in Gewässerbereichen gemeint, die nur suboptimale Bedingungen bieten. Die Folgen sind dabei häufig ein verringertes Brutaufkommen bzw. sogar ein vollständiger Ausfall der Brut.

**Überwinterungswanderungen** finden am Ende des Sommers statt, wenn Fische in ihre Winterquartiere überwechseln. Meistens findet die Überwinterung am Gewässergrund von Flussunterläufen oder angebundenen Altarmen (d.h. in ruhigeren und tieferen Gewässerabschnitten) statt, wobei auch die Stoffwechselaktivität der Tiere reduziert wird.

Eine weitere Form der potamodromen Fischwanderung ist die **Nahrungswanderung**. Wie der Name schon sagt, ist der Zweck dieser Art der Wanderung die Nahrungsbeschaffung. Selten handelt es sich bei guten Laichhabitaten auch um Areale mit optimaler

Nahrungsversorgung, sodass adulte Fische nach dem Laichvorgang häufig eine Fortbewegung zu Gewässerabschnitten mit besseren Ernährungsmöglichkeiten vornehmen. Bei der Fortbewegung der Brütlinge von Kieslaichern vom Laichplatz zu weniger stark überströmten Arealen handelt es sich um **Drift**. Diese Form der Wanderung kann passiv oder aktiv erfolgen. Für junge Stadien ist es durch das Abdriften möglich, in Gewässerabschnitte zu gelangen, die bessere Nahrungs- und Aufwuchsmöglichkeiten bieten. Ein Beispiel hierfür ist die Äsche, die in Bereichen mit Fließgeschwindigkeiten von ca. 0,5 m/s ablaicht. Aus diesem Grund werden die Brütlinge sofort in weniger schnelle Bereiche abgetragen, da die Schwimmleistung der frischgeschlüpften Stadien höchstens 0,15 m/s erreicht (Baars et al., 2001; aus Dumont et al., 2005). Auch bei Koppen werden die jungen Brütlinge meistens vollständig abgedriftet, sobald sie sich aus der schützenden Bruthöhle bewegen (Bless, 1990; aus Dumont et al., 2005).

Das Abdriften macht die Durchführung von **Kompensationswanderungen** nötig, eine weitere Form der potamodromen Fischwanderung. Ein Terrain kann nur dauerhaft von einer Art besiedelt werden, indem der vorhergegangene Streckenverlust durch aktive, stromaufwärtsgerichtete Bewegung wieder ausgeglichen wird. Ein Beispiel hierfür liefert Bless (1990, aus Dumont et al., 2005) mit jungen Koppen, die, sobald sie eine Körperlänge von 5 cm erreicht haben, aktiv stromauf schwimmen, wobei sie innerhalb von zwei Wochen bis zu 100 m zurück legen können.

Alle Formen der Fischwanderung setzen im Vorfeld allerdings die entsprechenden Schwimmleistungen der wandernden Arten voraus. Nach Jens et al. (1997) ist die Schwimmleistung primär von der Körperform und der Muskulatur abhängig, wobei die Leistung natürlich je nach Art und Altersstadium unterschiedlich ist. Kotusz et al. (2006) untersuchte in seiner Studie die Größe von Fischen und bestätigte, dass ein größerer Körper die Wanderfähigkeit verbessert. In Abb. 75 wurde der Zusammenhang zwischen Schwimmleistung und Körpergröße von Dumont et al. (2005) sehr gut veranschaulicht.

Jens et al. (1997) beschreiben verschiedene Schwimgeschwindigkeiten, die sich unterschiedlich lange aufrechterhalten lassen (Abb. 75):

- Dauerschwimgeschwindigkeit ist jene Geschwindigkeit, die der normalen Fortbewegung im Gewässer dient und die lange Zeit (>200 min) ohne Ermüdung der Muskulatur aufrechterhalten werden kann.
- Gesteigerte Schwimgeschwindigkeit kann für eine Zeit von 20 Sekunden bis 200 Minuten aufrechterhalten werden und führt zu einer Ermüdung der Muskulatur.

- Sprintgeschwindigkeit ist die maximale Relativgeschwindigkeit eines Fisches gegenüber dem Wasser, die nur für wenige Sekunden aufrecht erhalten werden kann und eine lange Regenerationsphase erfordert. (Dumont et al., 2005)
- Die kritische Schwimmgeschwindigkeit bezeichnet jene Strömungsgeschwindigkeit, gegen die ein Fisch eine gewisse Zeit anschwimmen kann, ehe er abgetrieben wird. Im Allgemeinen kann diese Geschwindigkeit nur für 5 bis 15 Sekunden aufrechterhalten werden (Blake 1983, aus Brunke & Hirschhäuser, 2005). Normalerweise dient sie der Flucht oder dem Beutefang, wobei der Stoffwechsel dabei im Wesentlichen anaerob arbeitet, wodurch danach eine Regenerationspause eingelegt werden muss. Bei unvollständiger Erholung kann eine zunehmende Erschöpfung des Fisches entlang der Wanderroute eintreten, sodass sich der Anteil der Individuen, die ihr Laichgebiet erreichen, möglicherweise mit zunehmender Anzahl der Wanderhindernisse reduziert. Üblicherweise liegt die kritische Geschwindigkeit unter der maximalen Sprintgeschwindigkeit (Brunke & Hirschhäuser, 2005).

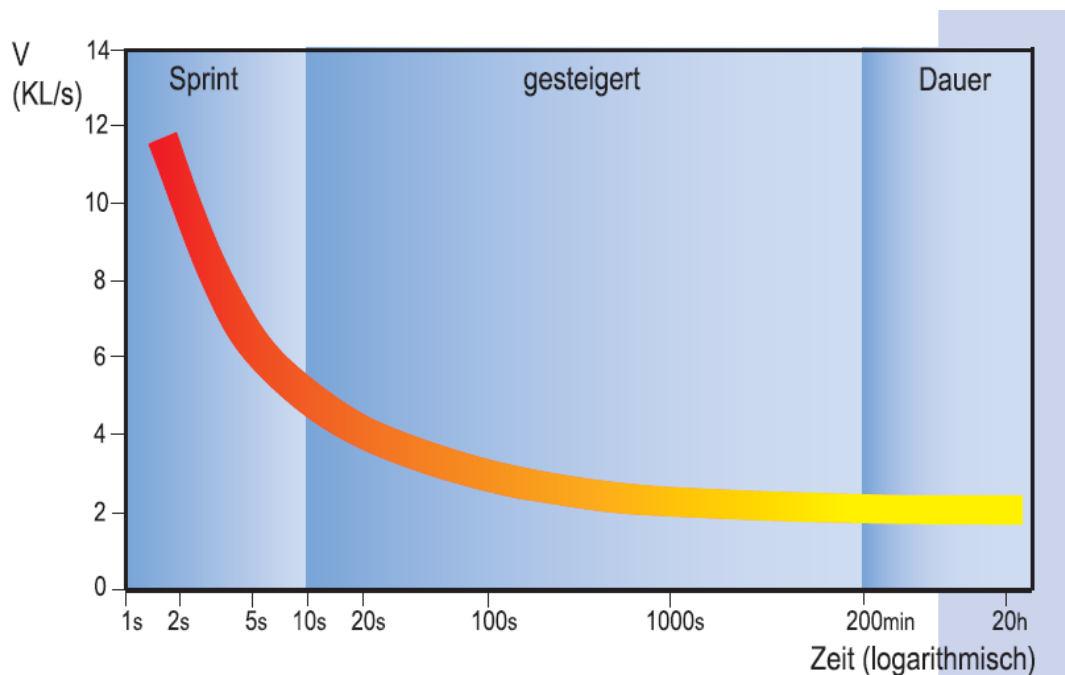


Abb. 75: Darstellung der Schwimmleistung von Fischen (Geschwindigkeit in Körperlängen pro Sekunde) (Dumont et al., 2005).

In den folgenden Kapiteln soll nun auf die artspezifischen Wanderungsdistanzen und Schwimmleistungen der einzelnen, im Johnsbach heimischen Fische eingegangen werden. Dadurch soll ein erster Eindruck entstehen, welche der Hindernisse im Johnsbach aufgrund ihrer Höhe und der vorherrschenden Fließgeschwindigkeiten (bei Hochwasser im September bzw. Niederwasser im Dezember) für Fische ein Problem darstellen könnten. Falls in der Literatur Angaben zur Art der Fischvermessung angeführt wurden, ist in Klammer angegeben, welche Methode verwendet wurde. TL steht für Total-Länge und entspricht der Länge des gesamten Fischkörpers. SL steht für Standard-Länge und entspricht der Länge

eines Fisches von der Kopfspitze bis zum Ansatz der Schwanzflosse. Großteils wird allerdings in der Literatur nicht genauer auf die Methodik des Vermessens eingegangen, sodass in diesen Fällen auf eine Angabe in Klammer verzichtet wird.

Weiters sei noch erwähnt, dass nicht eindeutig festgelegt werden kann, mit welcher Geschwindigkeit ein Fisch im Johnsbach versuchen wird, ein Hindernis zu bewältigen. In Anlehnung an die Literatur werden die Verhältnisse an den Schwellen in den weiteren Kapiteln mithilfe der kritischen Schwimgeschwindigkeit der verschiedenen Arten diskutiert. Es ist natürlich nicht auszuschließen, dass auch die Sprintgeschwindigkeit, die in den meisten Fällen höher ist als die kritische Geschwindigkeit, bei der Überwindung von Barrieren eine Rolle spielt. Da in der Literatur allerdings vermehrt Angaben zur kritischen Schwimgeschwindigkeit gefunden wurden und eine Bewertung der Schwellen in Anlehnung an die Sprintgeschwindigkeit ein großes Risiko birgt, die Grenzen der Überwindbarkeit von Barrieren zu hoch anzusetzen, wurde also die kritische Geschwindigkeit als Maßstab gewählt.

In weiterer Folge sollen die kartierten Schwellen noch genauer verglichen werden mit Schwellen, die in einer anderen Studie mittels Radiotelemetrie auf ihre fischökologische Tauglichkeit hin untersucht wurden (Ovidio et al., 2007).

#### **5.1.4.1 Koppe**

Die Koppe (*Cottus gobio*) ist eine relativ kleine Fischart, die in den eher kühlen und schneller fließenden Gewässern ihren Lebensraum hat. Aufgrund ihrer Anatomie, Koppfen fehlt eine Schwimmblase, handelt es sich hierbei um eine schwimmschwache Art, die mithilfe ihrer breiten Brustflossen eine gute Bodenhaftung besitzt. Gerade die Koppe ist ein beachtenswertes Untersuchungsobjekt, da ihre Anzahl in den letzten Jahrzehnten in vielen Ländern stark zurückgegangen ist, sodass sie mittlerweile als gefährdet gilt. Hauptsächlich ist diese Tatsache auf Verschmutzung und Zerschneidung ihres Lebensraumes zurückzuführen (Uttinger et al., 1998). In der Vergangenheit beschäftigten sich bereits viele Studien mit der Schwimmleistung bzw. der Wanderfähigkeit der Koppe, sodass in diesem Kapitel eine Zusammenfassung einiger Ergebnisse dieser Untersuchungen gegeben werden soll.

Laut Uttinger et al. (1998) eignet sich die Koppe sehr gut als Indikator-Organismus, um festzustellen, in welchem Ausmaß ein Gewässer durch Kontinuums-Unterbrechungen beeinflusst ist. Die Ergebnisse ihrer Studie zeigten, dass Hindernisse mit 18 bis 20 cm Höhe für die Koppe nicht mehr zu überwinden waren. Übertroffen wird diese Angabe von Blust et

al. (2007), die in ihrer Untersuchung Koppen markierten und somit feststellten, dass Hindernisse mit einer Höhe von 25 cm durchaus passiert werden konnten, wobei die Heterogenität der Querbauwerke in diesem Fall relativ groß war, während die Fließgeschwindigkeit sowie der Abfluss mit 0,3 m/s und 0,17 m<sup>3</sup>/s eher gering waren. In derselben Studie wird allerdings darauf hingewiesen, dass eine Schwelle mit 60 cm Höhe und einer Mindestfließgeschwindigkeit von 0,6 m/s für Koppen nicht mehr zu überwinden ist. Stark betont wird die Tatsache, dass gerade für kleine Arten wie die Koppe, Veränderungen im Abflussregime und die Substratverhältnisse einen großen Einfluss auf die Passierbarkeit von Querbauwerken haben.

Knaepkens et al. (2006) testeten die Passierbarkeit eines Fischpasses für mehrere Fischarten, unter anderem auch für die Koppe. Laut dieser Untersuchung war der Hauptgrund für die geringe Anzahl an passierenden Koppen die zu hohe Fließgeschwindigkeit in der Aufstiegshilfe. Die Koppe gilt generell als eher schwimmschwach und ihre kritische Schwimmgeschwindigkeit liegt laut Pavlov (1989, aus Knaepkens et al. 2006) bei nur 0,15 bis 0,34 m/s. Es ist allerdings fraglich inwieweit sich diese Angaben auf eine natürliche Umgebung umlegen lassen. Auch Knaepkens et al. (2006) geben zu bedenken, dass die Schwimmleistung von Fischen in künstlichen Versuchsanordnungen möglicherweise nicht übertragbar ist auf freiwillige Schwimmtätigkeit in freier Natur.

Blust et al. (2007) ermittelten durch ihr Experiment eine kritische Schwimmgeschwindigkeit von 0,5416 ( $\pm 0,02$  m/s) für kleine Koppen (bis ca. 10 cm), sowie 0,6017 ( $\pm 0,012$ ) für große Individuen (über 10 cm), während Jens et al. (1997) für kleine Koppen bis 4 cm als kritische Geschwindigkeit nur 0,2 bis 0,34 m/s anführen. Auch in Brunke et al. (2005) können als kritische Schwimmgeschwindigkeit für die Koppe die Werte 0,2 bis 0,34 m/s gefunden werden, außerdem Angaben von 0,1 bis 0,15 m als nicht mehr zu überwindende Absturzhöhen. Als Maß für die maximale Fließgeschwindigkeit, die von Koppen bewältigt werden können, geben Tudorache et al. (2008) 0,61 m/s an.

Auch zur Wanderdistanz der Koppe lassen sich unterschiedliche Angaben in der Literatur finden. Die Untersuchung von Knaepkens et al. (2005) zeigte, dass sich der Hauptanteil (61-72%) markierter Koppen in einem belgischen Tieflandfluss eher stationär verhielt, womit eine Wanderdistanz von weniger als 10 m weg vom Ort des Fangens und Markierens gemeint ist. Allerdings zeigten sich die übrigen wiedergefangenen Individuen durchaus mobiler als bisher angenommen. Die Wanderdistanzen betragen in diesen Fällen zwischen 20 und 270 m. Durch dieses Ergebnis nehmen Knaepkens et al. (2005) an, dass sich eine Population von Koppen in stationäre und mobile Individuen unterteilen lässt. Somit ist, laut Autor der Studie, um diese Art zu schützen, ein Umdenken nötig bezüglich der kritischen Habitatgröße einer Population und dem Einfluss von physikalischen Barrieren auf die Wanderfähigkeit von

Koppen.

Auch in einer Studie, die von Knaepkens et al. bereits 2004 publiziert wurde, machten sie schon ähnliche Entdeckungen. Auch in dieser Untersuchung an zwei belgischen Flüssen wurden Koppen markiert und somit Wanderungsdistanzen festgestellt. Unterschieden wurde hierbei zwischen den Zeitspannen vor und während der Laichzeit. Auch hier wanderte nicht die gesamten Populationen, sondern nur eine Minderheit (im Fluss Steenputbeek 34%, im Fluss Laarse Beek 45%) In der Periode vor der Laichzeit legten Koppen zwischen 10 und 100 m (im Mittel  $17 \pm 2$  m) im Fluss Steenputbeek und 10 und 70 m (im Mittel  $18 \pm 7$  m) im Fluss Laarse Beek zurück. Der Anteil an wandernden Koppen erhöhte sich beachtlich zu Beginn der Laichzeit (im Fluss Steenputbeek auf 58% und im Fluss Laarse Beek auf 75%) und auch die Wanderdistanzen erfuhren einen signifikanten Anstieg. Im Fluss Steenputbeek betrug die zurückgelegten Distanzen nun zwischen 10 und 90 m (im Mittel  $26 \pm 3$  m), am Fluss Laarse Beek zwischen 30 und 260 m (im Mittel  $133 \pm 3$  m).

Eine Untersuchung von Fischer & Kummer (2000) am Oberen Lunzer Seebach zeigte, dass der größte Anteil einer Koppenpopulation (87,5%) sich im Radius von 150 m aufhielt, während wiederum einige einzelne Individuen Wanderdistanzen bis 250 m flussauf und bis zu 330 m flussab zurück legten. Auch Blust et al. (2007) bestätigen, dass ein Großteil einer Koppen-Population nur geringfügige Wanderungen unternimmt, allerdings konnten auch sie in der schnell fließenden Oxhe in Belgien bei einigen Individuen maximal zurückgelegte Distanzen von bis zu 365 m flussauf und 375 m flussab feststellen, im Larse beek ein Maximum von 260 m flussauf und 160 m flussab.

In der Studie von Zitek et al. (2007) wurde ein Zusammenfassung verschiedener Angaben aus der Literatur vorgenommen, wobei auch hier unterschiedliche Angaben zu den Wanderdistanzen der Koppe gefunden wurden. Zitate mit (\*) sind aus Zitek et al. (2007) übernommen. Stahlberg-Meinhardt (1994\*) geben Distanzen bis 800 m an, etwas geringer fallen die Ergebnisse von Libosvasky (1966\*) mit 600 m stromauf sowie auch stromabwärts und von Fischer (1998\*) mit 300 m stromaufwärts aus.

#### **5.1.4.2 Bachforelle**

Die Bachforelle gilt im Allgemeinen als relativ schwimm- und sprungstarke Art. Für sie sollten die im Johnsbach vorhandenen Querbauwerke ein weniger großes Problem darstellen, verglichen mit den anderen heimischen Arten im Gewässer. In der Literatur lassen sich relativ viele Angaben zu kritischen Schwimmleistungen, Sprunghöhen und Wanderdistanzen finden. In der Studie von Jens et al. (1997) werden für adulte Bachforellen mit einer Größe

von 20 bis 35 cm kritische Schwimmggeschwindigkeiten von 0,8 bis 1,0 m/s angegeben. In der Arbeit von Blust et al. (2007) sind für juvenile Bachforellen (Körperlängen von  $7.84 \pm 0.02$  cm) kritische Schwimmggeschwindigkeiten von  $0,6543 \pm 0.54$  m/s angeführt sowie eine maximale Sprunghöhe von  $0.33 \pm 0.09$  m. Auch in Brunke & Hirschhäuser (2005) sowie bei Geitner & Derwes (1990, aus Bund Landesverband Schleswig-Holstein e.V. 2004.) gelten die Werte von 0,8 bis 1,0 m/s als Höchstmaß der kritischen Schwimmggeschwindigkeit für die Bachforelle. Tudorache et al. (2008) gibt als kritische Geschwindigkeit dieselben Werte wie Blust et al. (2007) an, wobei zusätzlich noch eine Fließgeschwindigkeit von 0,45 m/s als Höchstmaß für juvenile Bachforellen angeführt wird.

Zu den Sprungfähigkeiten der Bachforellen lassen sich ebenfalls einige Angaben in der Literatur finden. Meixner et al. (2009) haben zum Beispiel mithilfe eines Modells für die Bachforelle eine maximale Sprunghöhe von 1,1 m kalkuliert. Auch Ovidio & Philippart (2002) geben als maximale Sprunghöhe 1,1 m an, wobei dieser Wert nicht berechnet, sondern anhand von Feldversuchen beobachtet wurde. Laut Jäger (2005) allerdings sind Sprünge der Bachforelle über Hindernisse höchstens bis in eine Höhe von 0,75 m möglich. Noch geringer sind die Angaben von Holthe et al. (2005), die durch ein Experiment herausfanden, dass Bachforellen bei Wassertemperaturen von 4.9–6.5 °C bis zu einer Höhe von 40 cm springen können.

Die Wanderdistanzen der Bachforelle sind stark saisonabhängig. Überraschenderweise allerdings fanden Ovidio & Philippart (2002) mittels ihrer Telemetrie-Studie heraus, dass Bachforellen allgemein eine hohe Mobilität zeigten, sie wanderten nicht nur in der Laichzeit von Oktober bis Februar, sondern auch im Sommer. Innerhalb der Laichzeit wurde von den selben Autoren eine stromaufwärts gerichtete Wanderdistanz bis zu 30 km festgestellt. Die mit (\*) gekennzeichnete Zitate stammen wiederum aus Zitek et al. (2007). Arnekleiv & Ronning (2004\*) machen mit Laichwanderungen bis 28 km flussauf ähnliche Angaben. Etwas längere Distanzen, die von Bachforellen zum Zweck des Abbläichens zurückgelegt werden, stellten Meyers et al. (1992\*) mit 50 km fest, etwas kürzere Distanzen mit 20 km wurden von Rustadbakken et al. (2004\*) veröffentlicht. Wanderungen, die nicht ausschließlich als Laichwanderung erkannt wurden bzw. nicht in Laichperioden stattfanden, wurden sowohl flussauf als auch flussab beobachtet, die Distanzen reichten in derartigen Fällen von 11,1 km (Garrett & Bennett, 1995\*), 20 km (Stahlberg-Meinhardt, 1994\*), 33 km (Northcote, 1992; Clapp et al., 1990\*) bis zu 122 km (Linlokken, 1993\*). In der Studie von Young (1994\*) wanderten Bachforellen außerhalb der Laichperiode Distanzen zwischen 23 und 96 km.



#### 5.1.4.3 Äsche

Leider gibt es für die Äsche betreffend ihrer Schwimm- und Sprungleistungen relativ wenige Aufzeichnungen in der Literatur. In der Studie von Ovidio et al. (2007) konnte durch Telemetrie festgestellt werden, dass auch Äschen ein Hindernis mit einer Höhe von 0,66 m überspringen konnten. Die maximale von einer Äsche übersprungene Höhe betrug sogar 0,85 m. Laut Kemp et al. (2008) sollen bei der Entwicklung einer Methode zur Bewertung von Querbauwerken im Allgemeinen Salmoniden als fähig erachtet werden, Hindernisse zu überspringen. Es wird allerdings darauf hingewiesen, dass dies für Äschen, trotz Zugehörigkeit zur Familie der Lachsartigen, nur bedingt zutrifft und dieser Umstand auch Beachtung finden muss. Auch Clough et al. (2004) bekräftigen, dass die Äsche im Überwinden von Hindernissen als schwach einzustufen ist und wahrscheinlich im Vergleich zu anderen Salmoniden lediglich eine geringe Sprintgeschwindigkeit erreichen kann. Als optimale Fließgeschwindigkeit in Laichhabitaten geben Nykänen & Huusko (2002) für die Äsche 0,5 bis 0,6 m/s an, wobei die Wassertiefe zwischen 30 und 40 cm liegen sollte.

Relativ gut untersucht sind die Wanderdistanzen der Äsche. Nykänen (2004) stellte fest, dass die Äsche während einer Saison relativ standorttreu ist, der durchschnittliche Bewegungsradius lag während des Sommers, Herbst und Winters bei unter 100 m, während der Laichsaison unter 200 m. Die mittlere Distanz, die pro Tag zurückgelegt wird, betrug in jeder Saison zwischen 10 und 30 m. Zwischen den Saisonquartieren wurden allerdings sehr viel längere Distanzen zurückgelegt, in der Studie von Nykänen (2004) bis zu 14 km (im Mittel zwischen 0,5 und 5 km), wobei im Frühjahr hauptsächlich flussauf und im Herbst flussab gewandert wurde.

Zitek et al. (2007) fassten die folgenden Angaben (\*) wieder review-artig zusammen. Parkinson et al. (1999\*) geben für die Äsche eine Wanderdistanz von 5 km flussauf zum Zweck des Ablachens an sowie eine Distanz von 5 km flussab, die als Nachlaichwanderung interpretiert wird, etwas höhere Angaben machte Gustafson (1949\*) mit 12 km. Laut Woolland (1972\*) und Zakharchenko (1973\*) wandern Äschen auch abgesehen von der Laichwanderung bis zu mehrere Kilometer, sowohl stromaufwärts als auch –abwärts. Als Laich- und Nahrungswanderung gab Linlokken (1993\*) Werte von bis zu 120 km flussauf an, ähnlich weite Distanzen stellten auch Lucas & Baras (2001\*), sowohl flussauf als auch flussab, mit Strecken von 3 bis 100 km fest. Hierbei handelte es sich um Laichwanderungen und Winterwanderungen.

### 5.1.5 Zusammenfassung der Passierbarkeit aller Schwellen, eingeteilt nach Arten und Altersstadien

In diesem Kapitel soll nun noch einmal in übersichtlicher Form dargestellt werden, welche der Schwellen im Johnsbach nach den Kartierungen bei Hochwasser (September 2009) und bei Niederwasser (Dezember 2009) als passierbar für die heimischen Fischarten eingestuft wurden.

In Tabelle 29 sind die abschließenden Ergebnisse abzulesen, wobei ein Minus in der Spalte einer Art (rote Markierung) bedeutet, dass die jeweilige Schwelle für diese Fischart nicht passierbar ist. Liegt der kleinste Wert der Fallhöhen und Fließgeschwindigkeiten einer Schwelle im Bereich eines Grenzwertes für eine Arten- bzw. Altersstadien-Kategorie, wurde in der Spalte ein Plus in Klammer eingetragen (gelbe Markierung). Bei einem Wert, der unterhalb der jeweiligen Grenzwerte für die Arten und Altersstadien liegt, wurde ein Plus in die Spalten eingefügt (grüne Markierung). Für diese Beurteilung werden die Ergebnisse der Schwellenkartierungen herangezogen und mit den Literaturangaben zu den Schwimm- und Sprungleistungen der Arten in Verbindung gebracht. Hierfür wird für jede Schwelle zumindest ein Messpunkt gesucht, an dem die Höhe und die Fließgeschwindigkeit für die jeweilige Art zu bewältigen sind. Sind an einer Schwelle die niedrigsten gemessenen Werte noch höher, als die Angaben die für die Arten in der Literatur gefunden wurden, wird sie als unpassierbar gekennzeichnet.

Für die **Koppe** werden hierfür die Grenzwerte mit **0,2 m** als maximale überwindbare Hindernishöhe und **0,6 m/s** als maximale ertragbare Fließgeschwindigkeit herangezogen. Diese Werte ergeben sich aus den Ergebnissen mehrerer Studien, die in Kapitel 5.1.4.1 zusammengefasst sind.

Für **juvenile Salmoniden** wird als maximale Fließgeschwindigkeit **0,5 m/s** angenommen. Auch hier wurden in der Literatur auch höhere Werte gefunden, genauso aber auch geringere Angaben. Da die Kategorie juvenile Salmoniden auch junge Äschen beinhaltet, wird der Wert eher etwas niedriger angesetzt. Als maximale Sprunghöhe wird die Grenze für juvenile Salmoniden bei einer Fallhöhe von **0,3 m** angesetzt.

**Adulte Bachforellen** zeigen von allen Arten und Altersstadien die besten Schwimm- und Sprungfähigkeiten. Bachforellen neigen allerdings in den Oberläufen von Gewässern dazu, aufgrund der vorherrschenden Lebensbedingungen eher kleinwüchsig zu bleiben. Auch im Johnsbach trifft dieser Umstand zu, sodass Bachforellen in diesem Gewässer auch im adulten Zustand großteils nur zwischen 30 und 40 cm erreichen werden. Aus diesem Grund

wird für diese Art ein Grenzwert von **0,8 m** als maximale Fallhöhe, die überwunden werden kann, festgesetzt. Die höchste überwindbarer Fließgeschwindigkeit wird mit **1,0 m/s** bestimmt.

Geringer fallen die Werte für **adulte Äschen** aus. Laut Literatur konnten zwar in Einzelfällen Hindernisse mit einer Höhe von 0,85 m übersprungen werden, da aber in weiteren Studien wiederum geringere Angaben gemacht wurden, wird für die abschließende Beurteilung der vorliegenden Untersuchung ein Grenzwert von **0,7 m** festgelegt. Leider konnten in der Literatur keine eindeutigen Angaben zur kritischen Schwimmfähigkeit der Äsche gefunden werden. Da es sich bei den Äschen im Johnsbach aber größtenteils um eher großwüchsige Ennsfische handelt, wird der Grenzwert mit **1,0 m/s** festgelegt.

Tab. 29: Einteilung aller Schwellen im Johnsbach als passierbar (grüne Markierung), möglicherweise passierbar (gelbe Markierung) oder nicht passierbar (rote Markierung) für alle heimischen Arten. Im Dezember wurden die Schwellen 1.1c bis 1.1k nicht vermessen.

		Kartierung September 2009				Kartierung Dezember 2009			
Abschnitt	Schwelle	Koppe	juvenile Salmoniden	adulte Äsche	adulte Bachforelle	Koppe	juvenile Salmoniden	adulte Äsche	adulte Bachforelle
1	1a	-	(+)	(+)	(+)	+	+	+	+
1	1b	+	+	+	+	-	(+)	+	+
1	1c	+	+	+	+	-	-	(+)	(+)
1	1d	+	+	+	+	-	+	+	+
Mündungsbereich		-	(+)	(+)	(+)	-	-	(+)	(+)
1	1e	(+)	(+)	+	+	+	+	+	+
1	1f	-	(+)	+	+	-	-	+	+
1	1g	+	+	+	+	-	-	+	+
<b>Gesamter Abschnitt 1</b>		-	(+)	+	+	-	-	(+)	(+)
1.1	1.1a	-	-	-	-	+	+	+	+
1.1	1.1b	-	-	+	+	-	-	+	+
1.1	1.1c	-	-	+	+				
1.1	1.1d	-	-	-	(+)				
1.1	1.1e	-	+	+	+				
1.1	1.1f	+	+	+	+				
1.1	1.1g	-	-	+	+				
1.1	1.1h	(+)	(+)	+	+				
1.1	1.1i	-	+	+	+				
1.1	1.1j	-	+	+	+				
1.1	1.1k	+	+	+	+				
<b>Gesamter Abschnitt 1.1</b>		-	-	-	-	-	-	+	+
2.1	2.1a	(+)	(+)	+	+	-	-	+	+
2.1	2.1b	-	+	+	+	-	-	+	+
2.1	2.1c	-	+	+	+	-	(+)	+	+
2.1	2.1d	-	(+)	+	+	-	-	(+)	+
2.1	2.1e	-	+	+	+	-	-	+	+
2.1	2.1f	-	+	+	+	-	-	+	+
2.1	2.1g	-	-	+	+	-	-	+	+
2.1	2.1h	-	-	+	+	-	-	(+)	(+)
2.1	2.1i	-	-	+	+	-	-	+	+
<b>Gesamter Abschnitt 2.1</b>		-	-	+	+	-	-	(+)	(+)

### 5.1.6 Beurteilung der Fischpassierbarkeit bei Hochwasser (September 2009) nach Abschnitten

#### 5.1.6.1 Abschnitt 1

Der Abschnitt 1 wird in Tabelle 29 noch einmal unterteilt sodass die Passierbarkeit des Mündungsbereiches ersichtlich wird. Der Grund hierfür ist die Tatsache, dass für Arten wie die Koppe, die nicht unbedingt zu den Weitwanderern zählen, gerade dieser Bereich sehr wichtig wäre. Für Fische die aus der Enns in den Johnsbach aufsteigen wollen, wäre schon dieser Mündungsbereich bis zur Straßenbrücke eine gute Möglichkeit, Laichhabitate bzw. auch beruhigte Bereiche, die als Wintereinstand dienen könnten, zu finden. Zusätzlich ist natürlich die Passierbarkeit des Mündungsbereiches essentiell, damit die weitere Verbesserung der Durchwanderbarkeit des Johnsbach überhaupt sinnvoll ist. In der Tabelle wird ein Abschnitt als unpassierbar für eine Art bzw. für ein Altersstadium bewertet, sobald eine einzelne Schwelle darin als unpassierbar gilt. Denn auch wenn die restlichen Schwellen in diesem Abschnitt gut bewältigbar erscheinen, ist unter diesen Voraussetzungen die Durchwanderbarkeit der Strecke nicht gegeben.

Die Passierbarkeit des Mündungsbereiches erscheint zum Zeitpunkt der Befischung im September 2009 als nicht passierbar für Koppen und nur eingeschränkt passierbar für juvenile Salmoniden, adulte Äschen und adulte Bachforellen. Dies liegt allerdings nur an Schwelle 1a, die bei Hochwasser sowohl hohe Fallhöhen als auch zu rasche Fließgeschwindigkeiten aufwies. Alle anderen Schwellen im Mündungsbereich erschienen im September sowohl für die Koppe, als auch alle Altersstadien der Salmoniden als passierbar. Der weitere Abschnitt 1 wies jedoch ebenfalls Probleme auf. Vor allem die Schwellen 1e und 1f wurden für die Koppe als nicht bzw. schwer passierbar eingestuft. Auch juvenile Salmoniden könnten bei Hochwasser an zwei der drei Schwellen Schwierigkeiten haben, die Hindernisse zu bewältigen. Nur adulte Salmoniden sollten befähigt sein, diesen Teilabschnitt zu durchwandern.

#### 5.1.6.2 Abschnitt 1.1

Gesamt betrachtet, erscheint der Abschnitt 1.1 zum Zeitpunkt der erhöhten Wasserführung und vor Durchsetzung erneuter Maßnahmen im September 2009 als unpassierbar für alle Arten und Altersstadien. Besonders für die Koppe sind die Fallhöhen und Fließgeschwindigkeiten in diesem Abschnitt großteils zu hoch, nur zwei der elf Schwellen erschienen zum Zeitpunkt der Befischung als passierbar. Auch juvenile Stadien der Äsche und Bachforelle sind bei Hochwasser nicht in der Lage, diesen Abschnitt zu bewältigen. Schwierigkeiten entstehen hier besonders am unteren Ende der Strecke an den Schwellen 1.1a bis 1.1d. Die Schwelle 1.1a, die im September noch sehr große Fallhöhen aufwies, stellte sogar für adulte Salmoniden ein nicht zu überwindendes Hindernis dar, wodurch der

Abschnitt 1.1 auch für sie als unpassierbar eingestuft wurde. Als weiteres Problem stellte sich für adulte Äschen und Bachforellen die Schwelle 1.1d dar.

#### **5.1.6.3 Abschnitt 2.1**

Im Abschnit 2.1 gab es im September 2009 keine Schwelle, die aufgrund der vorherrschenden Bedingungen als passierbar für die Koppe eingestuft werden konnte. Auch für juvenile Salmoniden gab es, laut den festgelegten Grenzwerten betreffend Fallhöhe und Fließgeschwindigkeit, nur vier Schwellen, die eindeutig als passierbar festgelegt werden konnten. Probleme in der Bewältigung gab es für die Jungfische sehr wahrscheinlich an der Holzschwelle im unteren Bereich des Abschnittes (2.1a), an Schwelle 2.1d in der unteren Rampe und an den obersten drei Schwellen in der zweiten Rampe (2.1g bis 2.1i). Für adulte Salmoniden hingegen konnte der gesamte Abschnitt bei Hochwasser im September, aufgrund der festgelegten Grenzwerte, als passierbar eingestuft werden.

### *5.1.7 Beurteilung der Fischpassierbarkeit bei Niederwasser (Dezember 2009) nach Abschnitten*

#### **5.1.7.1 Abschnitt 1**

Auch für die Schwellenkartierung im Dezember wurde in Tabelle 29 in Abschnitt 1 eine Unterteilung vorgenommen, um den Mündungsbereich gesondert beurteilen zu können. Bei Niederwasser stellt sich die Situation im Mündungsbereich nun so dar, dass nach den weiteren Umbaumaßnahmen die Schwelle 1 für alle Arten und Stadien kein Problem mehr darstellen sollte. Selbst die Koppe hat durch die errichtete Steinrampe am rechten Ufer nun die Möglichkeit, das Hindernis zu bewältigen. Im Gegensatz zur Kartierung im September bei Hochwasser allerdings stellen nun die nächsten drei Schwellen (1b bis 1d) bei Niederwasser für die Koppe ein unüberwindbares Hindernis dar. Auch juvenile Salmoniden könnten zumindest an den Schwellen 1b und 1c Schwierigkeiten haben, diese zu überwinden. Vor allem Schwelle 1c stellt ein Problem dar, da sogar adulte Salmoniden diese nicht sicher überqueren können. Dies widerspricht in gewisser Weise den Ergebnissen, die anhand der Kartierung nach Ovidio et al. (2007) in Kapitel 4.1.4.2 dargestellt sind. An einer vermessenen Route über die Schwelle 1c wurde ein Gefälle von nur 30% festgestellt. Auch die Länge der Route scheint mit 1,3 m nicht besonders schwierig zu überwinden. Dadurch ergibt sich bei Betrachtung der Ergebnisse in Tabelle 23 der Eindruck, dass die Schwelle 1c überwindbar sein sollte. Ovidio et al. (2007) erhoben allerdings keine Fließgeschwindigkeiten. Werden diese mitberücksichtigt, ergibt sich durch die festgelegten Grenzwerte eine Unpassierbarkeit der Schwelle 1c für Koppeln und juvenile Salmoniden, bzw. eine eingeschränkte Passierbarkeit für adulte Äschen und Bachforellen.

Da das Vorkommen von zu raschen Fließgeschwindigkeiten in vielen Fällen die Ursache für die Einstufung einer Schwelle als unpassierbar ist, erscheint die Einbeziehung dieser Messwerte bei der Klassifizierung in Tabelle 29 sinnvoll. Im Mündungsbereich des Abschnitt 1 ist bei Niederwasser, außer der Schwelle 1a, nur das Hindernis 1d bei sowohl für juvenile als auch adulte Salmoniden zu bewältigen.

Die weiteren drei Schwellen in Abschnitt 1 (1e bis 1g) sind bei Niederwasser für adulte Salmoniden überwindbar, für Koppen und juvenile Salmoniden hingegen zeigt sich nur das Hindernis 1e unproblematisch. Die Schwellen 1f und 1g sind für diese Arten bzw. Stadien laut den Grenzwerten nicht zu überwinden. Insgesamt ergibt sich dadurch also, dass auch bei Niederwasser der Abschnitt 1 für Koppen und juvenile Salmoniden unpassierbar ist, für adulte Bachforellen und Äschen ist die Passierbarkeit aufgrund der Situation im Mündungsbereich fraglich.

#### **5.1.7.2 Abschnitt 1.1**

Da im Dezember 2009 nur die ersten beiden Schwellen des Abschnittes vermessen wurden, können nur diese beiden bewertet werden. Die Schwelle 1.1a, die im September noch ein großes Problem darstellte, sollte nun laut den Grenzwerten für alle Arten und Altersstadien passierbar sein. Für die Koppe zeigen zwar auch die, nach Ovidio et al. (2007) erhobenen Ergebnisse (Tabelle 22 und 23) zu hohe Werte, doch unter Einbeziehung des Umgehungsgerinnes am rechten Ufer, ist eine Passage durchaus denkbar. Die nächste Schwelle (1.1b) zeigt allerdings bereits wieder Bedingungen, die die Koppe nicht überwinden kann. Auch juvenile Salmoniden liegen mit ihren Schwimm- und Sprungfähigkeiten unter den Werten, die am Hindernis gemessen wurden. Nur adulte Bachforellen und Äschen sollten in der Lage sein, die Schwelle zu passieren. Da auch an dieser Schwelle weitere Maßnahmen durchgeführt wurden (Kapitel 2.2.5.4) muss abgewartet und beobachtet werden, inwieweit sich die Bedingungen für die Fischfauna ändern.

#### **5.1.7.3 Abschnitt 2.1**

Durch großteils sehr hohe Fließgeschwindigkeiten und große Fallhöhen, stellen die Schwellen im Abschnitt 2.1, noch stärker als bei Hochwasser, ein Problem für Koppen und juvenile Salmoniden dar. Keines der Hindernisse ist für diese Arten bzw. Stadien zu überwinden, nur an Schwelle 2.1c besteht für juvenile Äschen und Bachforellen eventuell eine Möglichkeit der Passage. Auch adulte Salmoniden könnten an einigen Hindernissen dieses Abschnittes Schwierigkeiten haben, diese zu überwinden. Die Bedingungen an Schwelle 2.1d könnten möglicherweise eine Passage der Äsche verhindern, Schwelle 2.1h stellt eventuell sogar für die adulte Bachforelle ein unüberwindbares Hindernis dar.

Die Einteilung der Schwellen als passierbar bzw. unpassierbar soll einen Eindruck über die Durchwanderbarkeit im Johnsbach geben. Insgesamt ist zu sagen, dass es bei diesen Angaben natürlich immer wieder zu Ausnahmen kommen kann. Die festgelegten Grenzwerte sind lediglich Richtlinien, bezogen auf Laborstudien, sodass jederzeit die Möglichkeit besteht, dass ein Fisch mit guter Kondition, durch Überschreitung seiner angegebenen theoretischen Höchstleistung, eine Schwelle passieren kann. Die Bewertung soll lediglich zeigen, an welchen Hindernissen der Großteil aller Individuen einer Art bzw. eines Stadiums Schwierigkeiten haben wird, diese zu passieren. Innerhalb dieser Bewertung konnten die Ergebnisse, die anhand der Kartierung nach Ovidio et al. (2007) gewonnen wurden, nicht sehr gut genutzt werden, da in vielen Fällen die Fließgeschwindigkeit ausschlaggebend war für eine Beurteilung der Schwelle als unpassierbar. Die festgelegten potentiellen Fischwege sind zwar eine gute Möglichkeit, eine Schwelle zu charakterisieren. Allerdings kann man nie gewiss sein, dass diese Route tatsächlich jene ist, die für Fische am attraktivsten erscheint. Zu oft ist man sich bei der Kartierung eines Hindernisses im Unklaren über vorherrschende Strömungen im Bereich unterhalb und auf der Schwelle. Daher erscheint es sinnvoller, eine Bewertung von Hindernissen anhand Fallhöhe und Fließgeschwindigkeiten vorzunehmen. Dabei wird darauf geachtet, ob es an irgendeinem Punkt entlang der Schwelle einen Bereich gibt, der aufgrund der Kombination von vorherrschender Fließgeschwindigkeiten und Fallhöhe, von Fischen überwunden werden kann. Um die Methode zu validieren, wäre es sinnvoll, weitere Untersuchungen vorzunehmen. Dabei wäre eine Möglichkeit, Fische zu besondern oder zu markieren, um beobachten zu können, ob die vorhergegangene Klassifizierung der Wahrheit entspricht.

Betont werden muss dabei weiters die Tatsache, dass es sich bei den Kartierungen im Rahmen dieser Diplomarbeit lediglich um zwei Momentaufnahmen handelt (bei Hochwasser im September und Niederwasser im Dezember). Gerade in einem derart stark Geschiebe führenden Wildbach unterliegt das Gewässer einer ständigen Umlagerung und Veränderung, sodass sich mit dem Bachbett auch immer die Verhältnisse an den Schwellen ändern können. Allerdings sind auch diese momentanen Eindrücke wichtig und beachtenswert, da zumindest zu einigen Zeitpunkten im Jahr der gesamte Johnsbach durchgängig sein sollte. Im Moment allerdings macht der Zustand der Schwellen nicht den Anschein, als ob eine, für alle Arten und Altersstadien uneingeschränkte, Durchwanderbarkeit wie sie entsprechend der Wasserrahmen-Richtlinie gefordert wird, bei irgendeinem Wasserstand gegeben sein kann. Aus diesem Grund sollte die Entwicklung der Schwellen, vor allem jenen, die im Oktober neu bearbeitet wurden, weiter beobachtet werden. Weiters sollte auch im Abschnitt 2.1 eine Überarbeitung der Baumaßnahmen in Erwägung gezogen werden, da im Moment nicht der Eindruck entsteht, dass sich die Verhältnisse auf natürlichem Wege entschärfen können.

### 5.1.8 Abschließende Beurteilung der Kontinuumsunterbrechungen im Johnsbach und Ausblick

**Definition von Kontinuumsunterbrechungen:** „Stellen oder Abschnitte in Fließgewässern, an denen für einzelne oder alle im Gewässer vorkommenden Arten und Größenklassen für bestimmte Zeiträume eine Unterbindung, Erschwerung oder Verzögerung der flussauf oder flussab gerichteten Wanderung, eventuell verbunden mit einer Gefährdung der Fauna beim Durchwandern dieses Flussabschnittes, auftritt“ (Kolbinger, 2002; aus Zitek et al. 2007).

Diese Definition beschreibt sehr gut die Auswirkungen, die die Schwellen im Johnsbach zumindest für zwei der drei heimischen Arten haben. Koppen und Äschen sind zweifelsohne durch die Barrieren, die das Gewässer teilweise noch immer in einem vordefinierten Bett halten, in ihrer Wanderfähigkeit eingeschränkt. Im Fall der Bachforelle sind die Auswirkungen geringer, wobei die Folgen von Kontinuumsunterbrechungen auch für diese Art nicht unterschätzt werden sollten. Gosset et al. (2006) untersuchten die Auswirkungen, die Barrieren auf das Wander- und Reproduktionsverhalten der Bachforelle hatten, und stellten fest, dass aufgrund der Barrieren im Gewässer kein Fisch weiter als 10 km wanderte und dadurch weite Teile des Oberlaufes als Reproduktionsareal nicht mehr zur Verfügung standen. Die Autoren betonen, dass dieser Umstand sehr wahrscheinlich einen direkten negativen Effekt auf den Fortbestand sowie die genetische Variabilität der Population haben kann. Ob dieser Umstand auch im Johnsbach zutrifft, ist schwer zu sagen. Fakt ist, dass Bachforellen aufgrund ihrer Biologie durchaus in der Lage wären, bis in den Oberlauf des Johnsbaches zu wandern, um dort geeignete Laichhabitate zu nutzen. Wie schon in Kapitel 5.1.4.2 beschrieben, wandern Bachforellen zur Laichzeit je nach Autor unterschiedlich weite Distanzen, allerdings in jeder dieser Studien mindestens 20 km, sodass ein Erreichen des oberen Abschnittes des 13,5 km langen Johnsbaches durchaus möglich wäre. Sogar zu Zeiten ausserhalb der Laichperiode konnten Wanderungen der Bachforelle bis von 11 bis 122 km festgestellt werden, sodass eine freie Durchgängigkeit des Gewässers nicht nur zur Zeit der Laichwanderungen im Herbst essentiell wäre.

Die Äsche erfordert noch größere Aufmerksamkeit, da sie sich, wie schon in Kapitel 5.1.4.3 erwähnt, nicht im selben Maße spring- und schwimmstark zeigt, im Vergleich zur Bachforelle. Ovidio et al. (2007) beschreiben, dass die Äsche oft sympatrisch mit der Bachforelle vorkommt, ihre Anpassungsfähigkeit allerdings geringer ist. Dies betrifft vor allem die Migrationsperiode, die sich im Fall der Äsche kürzer und weniger flexibel zeigt. Dadurch ist diese Art in der kurzen Phase der Wanderung auch anfälliger für Störungen durch



Hindernisse, die nur bei bestimmten Konditionen passierbar sind. Auch in Ovidio & Philippart. (2002) wird betont, dass Fische, die an ein Querbauwerk gelangen, normalerweise sofort versuchen, dieses zu überwinden. Misslingt dieser erste Anlauf, lassen sie sich häufig mehrere Meter flussab treiben, um auf bessere Bedingungen (Abfluss, Temperatur) zu warten, manchmal sogar mehrere Wochen. Gerade im Fall der Äsche hat so ein Verhalten oft schwerwiegendere Folgen, da durch ein Verharren unterhalb einer Barriere häufig die optimalen Bedingungen an den angestrebten Laicharealen verpasst werden.

Falls Fische innerhalb eines kürzeren Zeitraumes doch mehrmals versuchen, ein Hindernis zu überwinden, bedeutet dies eine große energetische Herausforderung, so dass in Folge die Fitness möglicherweise reduziert ist und der Laicherfolg minimiert wird. Auch die Gefahr von Verletzungen steigt mit der Anzahl der Versuche, eine Barriere zu passieren. (Ovidio & Philippart, 2002).

Im Fall des Johnsbaches ist zu diskutieren, ob es sich dabei überhaupt um ein ideales Habitat für Äschen handelt. Durch die sehr raschen Fließgeschwindigkeiten ist es fraglich, inwieweit diese Art sich überhaupt dauerhaft im Johnsbach halten kann. Allerdings ist der Wert solcher Zubringer als Laichhabitate nicht zu bestreiten und die freie Durchgängigkeit daher anzustreben. Äschen legen in ihrer Laichperiode im Frühjahr, wie schon in Kapitel 5.1.4.3 beschrieben, durchaus Distanzen bis zu mehreren Kilometern zurück. Gerade im Johnsbach wäre diese Art prädestiniert dafür, bis in die Ortschaft Johnsbach aufzusteigen, da erst in diesem Bereich des Gewässers gute Bedingungen für eine Reproduktion der Äsche vorliegen. Gerade aus diesem Grund wäre es sehr wünschenswert, dass es der Äsche möglich gemacht wird, in diesen Bereich vorzudringen. Vor allem wenn man die Bedingungen, die momentan in der Enns herrschen, in die Überlegung miteinbezieht, wird deutlich, dass für die Äsche nur noch sehr wenig Lebensraum bzw. Raum für Reproduktion vorhanden sind, sodass gerade diese kleinen Zubringer immer wichtiger werden.

Auch bei der Koppe handelt es sich eigentlich um eine Art, die im Johnsbach durchaus geeignete Habitate vorfinden könnte. Eventuell sind die Bedingungen am Johnsbach nicht jedes Jahr geeignet, um einen sehr großen Koppbestand zu erlauben, je nach Abfluss und Ausmaß der Geschiebeführung ist aber durchaus anzunehmen, dass in einzelnen Jahren das Potential für ein gutes Koppenvorkommen vorhanden wäre. Zum Zeitpunkt der Befischung im September 2009 konnten Koppn nur im Mündungsbereich nachgewiesen werden. Ob sich der positive Eindruck der Schritte, die im Oktober darauf unternommen wurden, tatsächlich bestätigt und eine Verbesserung der Durchgängigkeit für die Koppe erreicht wurde, ist bislang nur anzunehmen. Da bis zum jetzigen Zeitpunkt keine weitere Befischung stattgefunden hat, ist nicht bekannt, ob die Koppe nun den Aufstieg über die ersten Barrieren im Mündungsbereich des Johnsbaches bewältigen kann. Laut einigen

Autoren (Kapitel 5.1.4.1) ist zumindest ein gewisser Prozentsatz einer Koppenpopulation in der Lage, mehrere hundert Meter flussauf zu wandern. Da laut Utzinger et al. (1998) die Koppe sehr gut als Indikator-Organismus für das Maß der Kontinuumsunterbrechung eines Gewässers herangezogen werden kann, zeigte sich der Johnsbach, zumindest zum Zeitpunkt der Befischung, als nicht durchgängig.

Im Moment lässt sich bei Betrachtung der Barrieren im Johnsbach ein Versuch in die richtige Richtung erkennen. Gerade die Baumaßnahmen, die im Zuge der letzten Bearbeitung im Oktober 2009 vorgenommen wurden, setzten an den richtigen Stellen an und konnten somit besonders an der ersten Schwelle im Mündungsbereich (1a) und der Schwelle im Bereich der Webcam (1.1a) eine deutliche Verbesserung erzielen. Ein Bereich, in dem weitere Schritte ebenfalls sinnvoll wären, ist der Abschnitt 2.1. Gerade die Holzschwelle am unteren Ende (2.1a) sowie die obere der beiden Rampen (Schwellen 2.1f bis 2.1i) erscheinen aufgrund der genaueren Betrachtung von Fließgeschwindigkeiten und Absturzhöhen (Kapitel 4.1.3 und 4.1.4) problematisch. Anzumerken ist, dass die Methodik der Schwellenkartierung durchaus nicht fehlerfrei ist. Im Fall unserer Untersuchung wurde keine Telemetrie durchgeführt, so dass jegliche Annahmen über die Passierbarkeit von Schwellen auf dem Vergleich mit Erfahrungswerten beruhen. Vor allem der Vergleich mit den Schwellen aus der Studie von Ovidio et al. (2007) muss mit Vorbehalten betrachtet werden, da die Auswahl der potentiellen Fischwege auf subjektiver Einschätzung beruht und die Benutzung dieser Routen auch durch Telemetrie nicht genau nachgewiesen werden kann. Auch Ovidio et al. (2007) betonen, dass Hindernisse oft sehr heterogen sind (betreffend der Fließgeschwindigkeiten und Turbulenzen an und unterhalb der Barriere) und dadurch die genaue Identifizierung der Fischwege sehr schwierig ist.

Allerdings konnte durch die Studie der Autoren bereits eindeutig gezeigt werden, dass auch kleine Hindernisse, stärker als bislang vermutet, ausschlaggebend sein können für die Unterbrechung von stromaufwärts gerichteter Wanderung. Auch im Johnsbach ist, ebenso wegen der geringen Individuenzahlen, die im Zuge der Befischung im September 2009 nachgewiesen wurden, davon auszugehen, dass die noch bestehenden Barrieren jedenfalls eine Auswirkung auf die Fischfauna haben. Allerdings muss betont werden, dass die durchgeführten Maßnahmen zeitlich noch nicht allzu lange zurück liegen, die letzten Schritte sogar erst nach der Befischung im Zuges des Post-Monitorings durchgeführt wurden und daher die Entwicklung in nächster Zukunft durchaus noch Potential bietet für eine Verbesserung der Durchgängigkeit.

## 5.2 Enns

### 5.2.1 Vergleich 2006 (Wiesner et al., 2008) und 2009

In diesem Kapitel soll ein Vergleich gezogen werden zwischen den Ergebnissen der Befischung aus dem Jahr 2006 und jener aus dem Jahr 2009, um somit mögliche Veränderungen (in Fischartenzusammensetzung, Biomasse und Abundanz), die durch die Umsetzung der Maßnahmen am Paltenspitz und der Lettmair-Au entstanden sein könnten, aufzuzeigen.

#### 5.2.1.1 Vergleich Biomasse und Abundanz

Vergleicht man die Biomassewerte und Individuendichten der Enns aus den Jahren 2006 und 2009, sind keine deutlichen Unterschiede auszumachen. Die Gesamtzahlen verhalten sich in beiden Jahren sehr ähnlich, nur bei Betrachtung der einzelnen Fischarten lassen sich geringfügige Veränderungen erkennen (Abb. 76 und 77). Während 2006 im Abschnitt oberhalb des Gesäuses die Äsche den Hauptanteil der Biomasse ausmachte, war es im Jahr 2009 die Bachforelle. Auch in den Individuenzahlen lässt sich diese Verschiebung beobachten. Die Regenbogenforelle hingegen macht 2009 in diesem Abschnitt sowohl in Biomasse als auch in Abundanz einen noch geringeren Anteil aus als im Jahr 2006. Im Abschnitt Gesäuse blieben die Gesamtzahlen in Biomasse und Individuendichte noch stabiler, allerdings macht hier im Jahr 2009 die Äsche einen größeren Anteil aus als in der vorhergegangenen Studie und dominiert somit nun gleichzeitig mit der Bachforelle. Auch der Anteil der Regenbogenforelle ist im Vergleich zu 2006 in der diesjährigen Befischung im Abschnitt Gesäuse angestiegen.

Anhand der Zeitreihe der Biomassewerte der Hauptfischarten in der Enns seit 1994 (Abb. 78) ist ersichtlich, dass damals wesentlich höhere Werte vorlagen als in den letzten Jahren. Dies kann auf den starken Fraßdruck des Kormorans in den Jahren 1996 und 1997 zurückgeführt werden (Zauner, 1999; aus Wiesner et al., 2008). Seit damals sind die Bestände in der Enns stark reduziert, woran augenscheinlich auch die vorgenommenen Maßnahmen im Zuge des LIFE-Projektes noch nichts ändern konnten. Offenbar besteht weiterhin ein gewisser Prädationsdruck und gleichzeitig fehlt es an geeigneten Laichplätzen und Jungfischhabitaten sowie einem ausreichend großem Adultfischbestand, um diese Einbußen mehr als nur zu kompensieren und einen Bestandeszuwachs zu ermöglichen. Auch der, vor allem flussauf des Gesäuses, deutlich wirksame Schwalleinfluss stellt eine weitere Einflussgröße dar, die einen nachteiligen Effekt auf die Enns-Fischfauna hat.

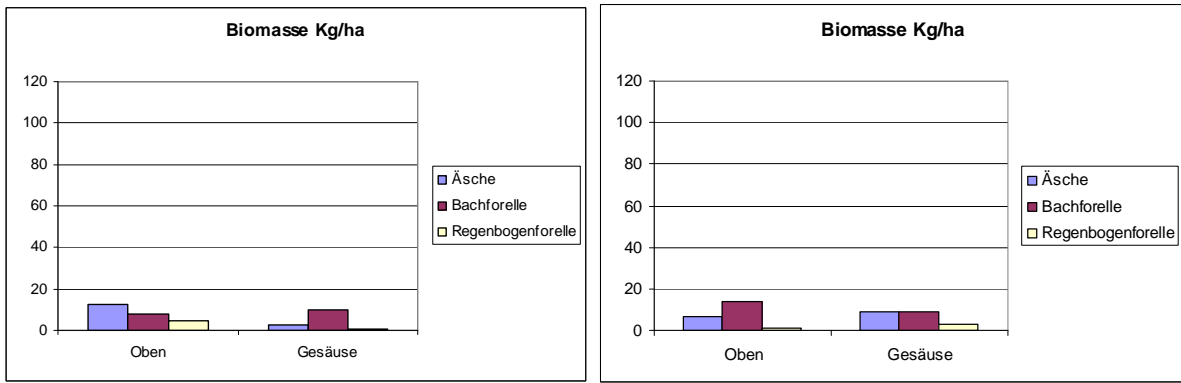


Abb. 76: Biomasse der Enns 2006 (links) und 2009 (rechts).

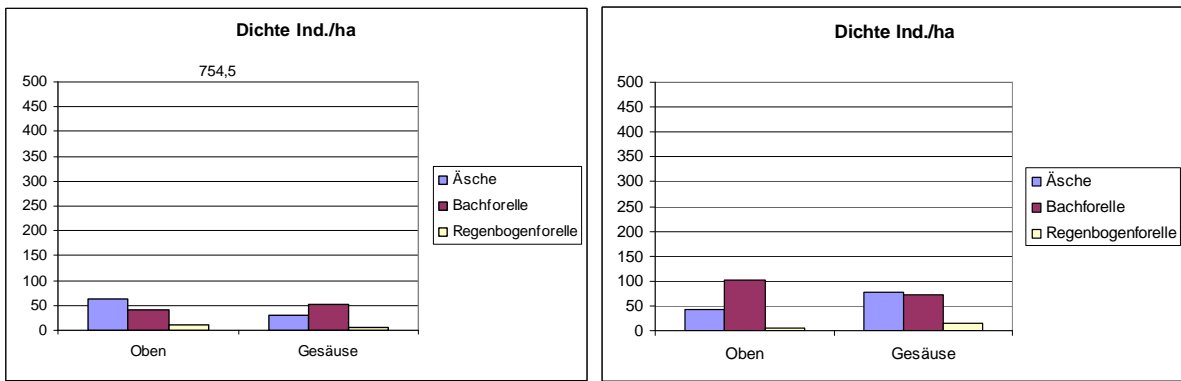


Abb. 77: Individuendichte der Enns 2006 (links) und 2009 (rechts).

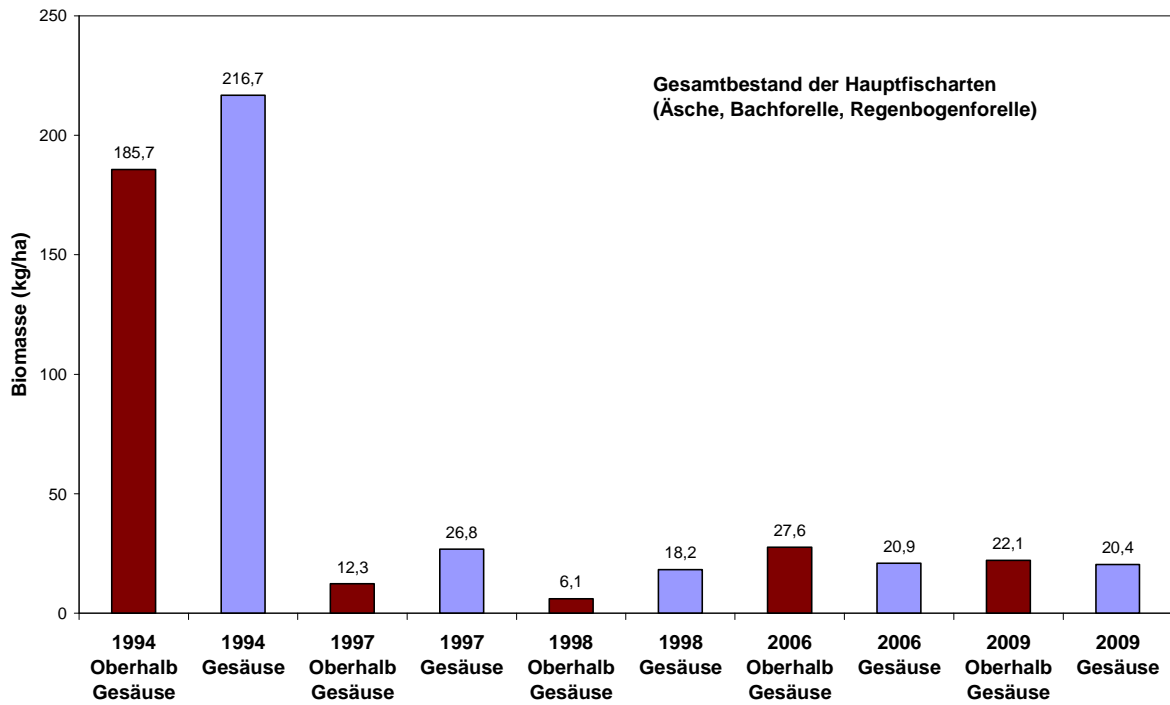


Abb. 78: Zeitreihe der Biomassewerte der Hauptfischarten für die Enns.

### 5.2.1.2 Vergleich Fischartenzusammensetzung

Betrachtet man die Artenverteilung in der Enns und zieht einen Vergleich zwischen 2006 und 2009, zeigt sich, dass der Anteil der Bachforelle von 32,6% auf 45,9% angestiegen ist. Auch die Regenbogenforelle ist nun mit 6% stärker vertreten als 2006 (4,9%). Dies liegt zum einen daran, dass im Bereich flussauf des Gesäuses Besatz mit Individuen dieser Art stattfindet und zum anderen daran, dass im Nationalpark (im Bereich Gesäuse) das „Clearing“ (gezielte Entnahme) der Regenbogenforelle nicht mehr durchgeführt wird. Der Anteil der Äsche hingegen sank insgesamt von 35% auf 22,9%. Der Prozentsatz der Koppe zeigt keine nennenswerte Veränderung zwischen 2006 und 2009. Auffällig ist, dass der Bestand des Neunauges, einer FFH-Art, innerhalb der drei Jahre zwischen den Aufnahmen von 4,1% auf 2,5% gesunken ist. Hierbei ist allerdings zu erwähnen, dass dieser Umstand möglicherweise auch auf die Methodik der Beprobung zurückzuführen ist, da auf diese Art nur punktuell gefischt werden konnte und hierbei kein genauer Vergleich des Aufwandes gezogen wurde. Abgesehen davon ist noch hervorzuheben, dass im Jahr 2009 um drei Arten mehr erfasst werden konnten (Huchen, Elsässer Saibling, Giebel), wohingegen der faunenfremde Aal nur im Jahr 2006 nachgewiesen wurde.

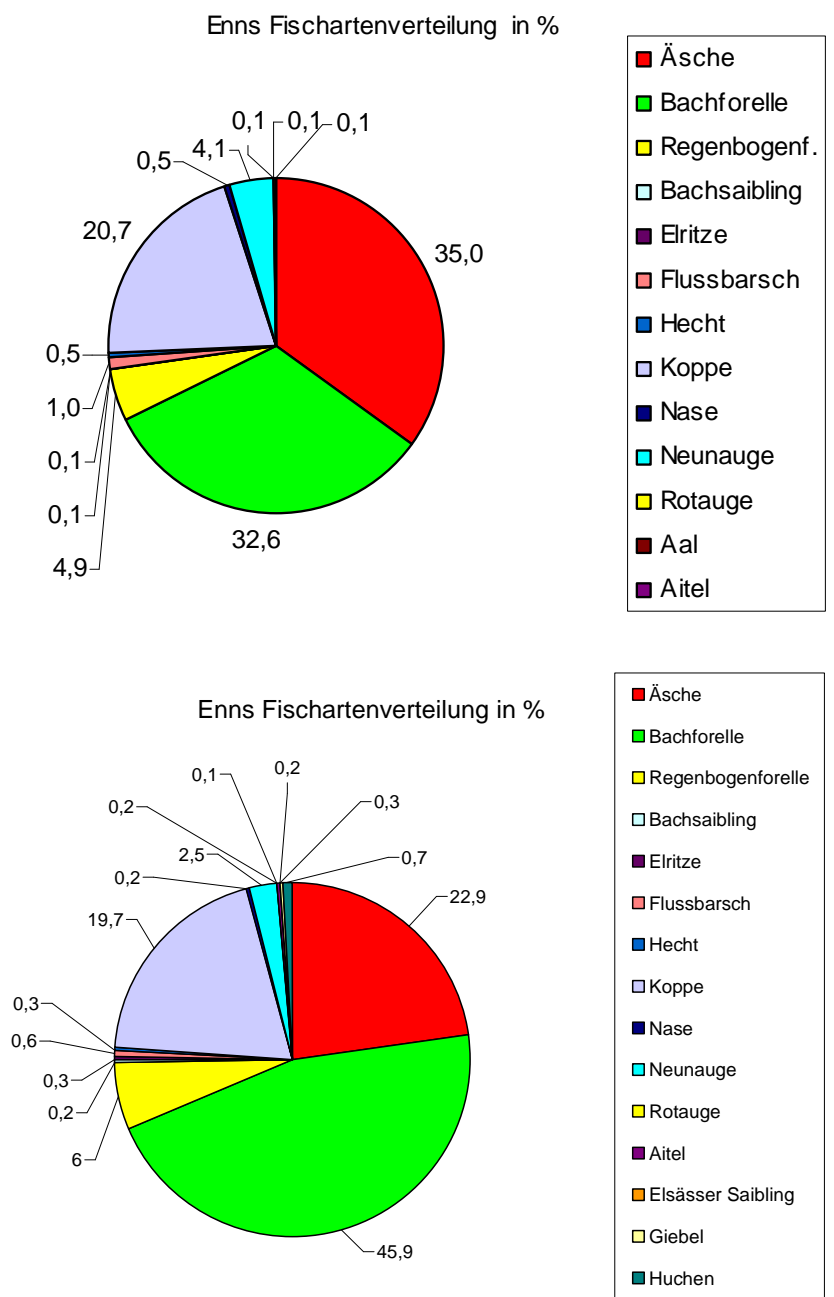


Abb. 79: Fischartenverteilung der Enns 2006 (oben) und 2009 (unten).

### 5.2.1.3 Vergleich des Populationsaufbaues ausgewählter Fischarten

#### Äsche:

Vergleicht man den Populationsaufbau der Äsche in den beiden letzten Befischungsjahren an der Enns, erkennt man im Jahr 2006 ein deutlich naturnäheres Bild. Während 2006 ein großer Anteil der Population aus 0+ Fischen besteht, fehlt diese Klasse im Jahr 2009 fast vollständig. Der größte Anteil der Population in 2009 bildet die Altersklasse 2+, adulte Fische sind nicht in ausreichendem Maße vorhanden. Im Jahr 2006 hingegen ist in der Längensklasse um 350 mm noch einmal ein deutlicher Peak zu erkennen. Hierbei handelt es sich um jene Individuen, die im Jahr 2003 geschlüpft sind, wodurch anzunehmen ist, dass dieses Jahr gute Bedingungen für die Reproduktion der Äsche bot. Auch im Vergleich mit Studien an anderen Gewässern (Obere Mur, Wiesner et al., 2007; Obere Drau, Unfer et al., 2004) zeigt sich, dass dieser Jahrgang, durch warme Temperaturen und dem Fehlen von großen Hochwässern, stark vertreten ist. Im Moment lässt sich also an der Enns keine Erholung des Äschenbestandes feststellen. Dies ist darauf zurück zu führen, dass die vorgenommenen Maßnahmen an der Enns für die Äsche keine weitreichende Bedeutung haben. Diese Art benötigt für eine erfolgreiche Laichtätigkeit eine ausreichende Menge an flach überströmten, kies- und schotterreichen Bereichen. Auch nach den umgesetzten LIFE-Maßnahmen an der Enns sind diese Strukturen, durch die große Anzahl an Uferverbauungen und Blockwurf-Bereichen, noch nicht in ausreichendem Maße vorhanden.

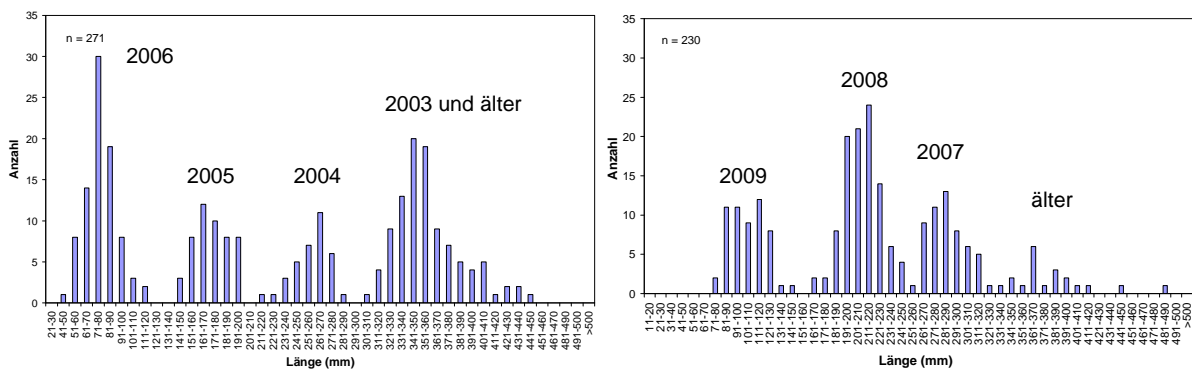


Abb. 80: Populationsaufbau der Äsche in der Enns 2006 (links) und 2009 (rechts).

#### Bachforelle :

Der Populationsaufbau der Bachforelle hat sich von 2006 bis 2009 nicht sehr stark verändert. 2006 war der Jungfischanteil höher als 2009, auch der Anteil der adulten Fische im Bereich ab 400 mm ging innerhalb dieser drei Jahre zurück. Allerdings ist hierbei zu beachten, dass die Anzahl der gefangenen Individuen im Jahr 2009 fast doppelt so hoch war wie im Jahr 2006. Die am stärksten vertretene Altersklasse im Jahr 2009 ist der 2+ Jahrgang.

Insgesamt ergibt sich der Eindruck, dass sich die Bachforellenpopulation an der Enns in einem Aufschwung befindet, bzw. die vorgenommenen Maßnahmen geholfen haben, diese

Art zu stärken. Dieses Bild muss allerdings durch die Tatsache relativiert werden, dass es sich bei vielen der gefangenen Individuen sehr wahrscheinlich um Besatzfische handelt, die in Admont in die Enns eingesetzt werden.

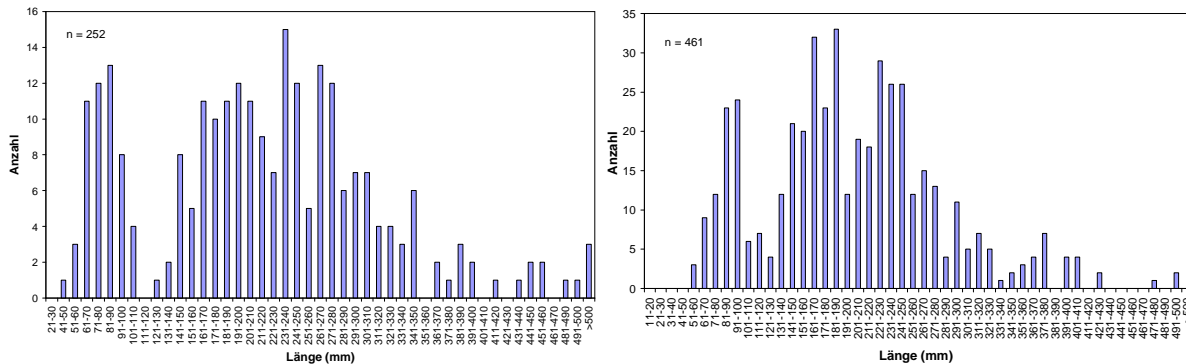


Abb. 81: Populationsaufbau der Bachforelle in der Enns 2006 (links) und 2009 (rechts).

### 5.2.2 Beurteilung des derzeitigen Fischbestandes und Artenspektrums

Auch gegen Ende der Projektlaufzeit zeigen sich an der Enns noch immer starke Defizite im Bereich der Fischfauna. Am stärksten betroffen ist hier der Abschnitt flussauf des Gesäuseeinganges, der durch das Fehlen von zahlreichen, im Leitbild aufgelisteten, Fischarten geprägt ist. Gegenüber dem Leitbild fehlen 9 von 20 Arten, eine weitere Art, der Huchen, kommt im Moment nur durch Besatzmaßnahmen in der Enns vor. Das stark eingeschränkte Artenspektrum beruht hauptsächlich darauf, dass durch frühere Begradigungen und harte Verbauungen der Uferregionen ein Rhithralisierungseffekt entstand, der durch erhöhte Fließgeschwindigkeiten sowie einer Eintiefung der Gewässersohle geprägt ist. Als Folge dessen wurde das Habitatangebot für indifferente und stagnophile Arten erheblich vermindert, so dass derartige Arten heute nur noch in geringem Maße in der Enns nachgewiesen werden können.

Auch der Populationsaufbau der Hauptfischarten in der Enns konnte durch die Befischung im Herbst 2009 als bestenfalls suboptimal festgestellt werden. Dies liegt zum einen daran, dass die allgemeinen Stückzahlen der Leitfischarten zu gering sind, zum anderen zeigen sich auch die Jungfische anteilmäßig unterrepräsentiert. Hierbei müssen allerdings auch die offensichtlich vergleichsweise ungünstigen Reproduktionsbedingungen im Jahr 2009 berücksichtigt werden, da auch an anderen Fließgewässern in diesem Jahr ein eher schlechtes Naturaufkommen festgestellt wurde (z.B. an der Oberen Drau, persönliche Mitteilung von G. Unfer und C. Wiesner, 2010).



### 5.2.3 *Beurteilung der flussbaulichen Maßnahmen*

Die im Zuge des LIFE-Projektes durchgeführten Maßnahmen sind ein wichtiger erster Schritt, um die Enns ihrem Naturzustand wieder näher zu bringen. Die volle Tragweite dieser Umsetzungen ist noch nicht abzusehen, da die Bauarbeiten zeitlich noch nicht weit genug zurückliegen und nur kleinräumig wirksam sind. Wie durch die Befischung im Herbst 2009 sowie die Strukturfischungen in den Jahren 2007 und 2008 gezeigt werden konnte, hat die Maßnahme am Paltenspitz zu einer Bereicherung der Strukturvielfalt und zu einer erhöhten Dynamik geführt. Trotz der kleinräumigen Auswirkung konnten dadurch immer wieder vereinzelt indifferente oder stagnophile Fischarten in diesem Bereich nachgewiesen werden, die sonst nur in den wenigen Buchten flussauf des Gesäuseeingangs gefangen wurden. Dadurch entsteht der Eindruck, dass in diversen Nebengewässern der Enns durchaus ein Artenpotenzial besteht, das bei Vorhandensein geeigneter Strukturen auch den Hauptstrom der Enns besiedeln könnte.

Auch die vorgenommene Maßnahme im Bereich der Lettmeier Au zeigte ähnliche Auswirkungen. Im Seitenarm wurden zeitweise ebenfalls indifferente Arten nachgewiesen. Allerdings ist diese Maßnahme hinsichtlich ihres langfristigen Bestands wahrscheinlich nicht nachhaltig, da laufend Verlandungsprozesse im Einlaufbereich des Seitenarms die Dotation unterbinden.

Beide Maßnahmen sind letztendlich zu kleinräumig, um zu einer nachhaltigen Verbesserung des Bestandes der Hauptfischarten oder zu einer dauerhaften Besiedelung durch Begleitfischarten im Untersuchungsgebiet zu führen. Zumindest die Maßnahme Paltenspitz zeigt aber den richtigen Weg auf. Im Fall der Lettmeier Au ist die weitere Entwicklung kritisch zu beobachten.

### 5.2.4 *Beurteilung des fischökologischen Zustandes*

Schon im Zuge des Prämonitorings im Jahr 2006 wurde in beiden untersuchten Abschnitten der Enns eine hochgradige Abweichung des fischökologischen Zustandes vom Leitbild festgestellt, wodurch nur ein ungenügender Zustand nach der Wasserrahmen-Richtlinie erreicht werden konnte (Wiesner et al., 2008). Auch die Befischung im Jahr 2009 ergab kein besseres Ergebnis, wobei hier ergänzend hinzugefügt werden muss, dass seit dem Prämonitoring eine Änderung des Leitbildes durchgeführt wurde (Kapitel 3.4.1.2). Zusätzlich fand in dem Zeitraum zwischen den beiden Befischungen auch Besatz von Bachforellen und Huchen durch die Fischereiberechtigten statt. Trotzdem wurde auch im Postmonitoring aufgrund der geringen Biomasse sowie dem unvollständigen Artenspektrum nur ein ungenügender fischökologischer Zustand erzielt. Unter Berücksichtigung ergänzender Daten

(Artennachweise durch gezielte Strukturbefischungen, Kapitel 3.6) und dem Besatz fehlender Arten (Huchen, vgl. Kapitel 4.2.3.6) lässt sich zwar das Potential für Verbesserungen erkennen, klar ist dabei allerdings, dass eine nachhaltige Optimierung des Artenspektrums nur durch eine weitere Lebensraumaufwertung zu erreichen ist. Auch für die Erholung der Bestände bereits vorhandener Arten ist dieser Schritt eine Grundvoraussetzung. Im Fall der Oberen Drau, die ähnlich durch Schwalleinfluss, Regulierung und Prädation durch Kormorane beeinträchtigt war und ist, zeigen sich erst nach 10 Jahren intensiver Restrukturierung erste Erfolge hinsichtlich des Artenaufkommens und der Bestandserholung (persönliche Mitteilung von G. Unfer und C. Wiesner, 2010).

Der Abschnitt „Gesäuse“ ist in der vorliegenden Untersuchung, trotz seines natürlichen Charakters, erneut schlecht bewertet worden. Durch die vorgenommene Adaptierung des Leitbildes ist aber nun lediglich die zu geringe Biomasse als Schulfaktor anzusehen. Eine Erholung der Bestände könnte den Guten Zustand in Zukunft ermöglichen, allerdings ist dieser Gewässerabschnitt sehr kurz und vermutlich nur im Zusammenhang mit ober- und unterliegenden Abschnitten zu sehen. Die Fertigstellung der Fischwanderhilfe beim Kraftwerk Gstatterboden bietet in naher Zukunft das Potential für eine Zuwanderung aus flussab gelegenen Abschnitten.

### *5.2.5 Ausblick*

Derzeit befindet sich ein LIFE+ Projekt im Antragsstadium, das weitere flussbauliche Maßnahmen im Bereich der Enns vorsieht. Allerdings ist die Größenordnung der Maßnahmen weiterhin beschränkt. Darüber hinaus stellt vor allem die starke Eintiefung des Hauptgerinnes ein erhebliches Problem bei der Vernetzung von Nebengewässern dar. Die Reaktivierung von Mäanderbögen wäre zwar für die Laufverlängerung essenziell, eine nachhaltige „Mäanderentwicklung“ aber damit alleine noch nicht möglich, da nur eine Abfolge von Mäanderbögen mit ungesicherten Uferbereichen auch das „Wandern“ dieser Bögen erlauben würde. Es erscheint daher durchaus sinnvoll, anstelle großangelegter, teurer aber undynamischer Maßnahmen eher kleinere Aufweitungen mit dynamischen Uferzonen sowie den Ankauf der dahinter liegenden Flächen umzusetzen. Damit kann zwar nicht dem Leitbild eines mäandrierenden Flusses mit Überschwemmungsflächen entsprochen werden, aber zumindest der Strukturreichtum und die dynamischen Prozesse im Flussbett gefördert werden. Bei entsprechender Ausdehnung dynamischer und ungesicherter Uferzonen wäre eine Ablenkung des Stromstriches mit Bühnenbauwerken in Richtung der Mäanderbögen als Folgemaßnahme denkbar, sodass der Fluss selbst die Formung eines pendelnd-mäandrierenden Laufes auf dem derzeitigen Flussniveau übernehmen könnte.

Weiterhin dringend erforderlich erscheint aus fischökologischer Sicht das Management des

Kormoranbestandes. Unter den derzeit herrschenden gewässerökologischen Rahmenbedingungen ist der Fischbestand nicht imstande sich zu regenerieren. Ohne ein solches Management konnte sich der Bestand in den letzten 10 Jahren nicht erholen und wird es vermutlich auch weiterhin kaum können. Die derzeit laufenden Besatzaktivitäten durch Fischereiberechtigte sind angesichts des geringen Fischbestandes zwar verständlich, aber nicht nachhaltig. Ohne geeigneten Lebensraum, können sich viele Arten nicht etablieren oder ihren Bestand vergrößern. Speziell Fischarten mit großer Nachkommenzahl müssten zu hunderttausenden als Jungfische besetzt werden, um fehlendes Naturaufkommen kompensieren zu können. Ein Besatz mit hunderten Adulten in potenziellen Laichgewässern (z.B. Palten) ist kaum realisierbar, da in der Regel standortgerechte Fische nicht in ausreichender Zahl verfügbar sind. Aus den genannten Gründen waren auch die Besatzmaßnahmen von Strömern (im Rahmen des LIFE-Projektes, Kapitel 3.6) und Nasen (Fischereiverein Liezen) bis heute nicht durch den Erfolg eines ausreichenden und dauerhaften Bestandes gekrönt. Allein beim ebenfalls besetzten Huchen konnten im Jahr 2009 Nachweise erbracht werden. Hierbei handelt es sich allerdings ausschließlich um subadulte Exemplare, sodass sich die Frage ergibt, ob diese Art in der Enns Bestand haben kann. Gerade größere Exemplare des Huchens könnten in der Enns durch die geringen Fischbestände Probleme haben, genügend Nahrung zu finden. Auch die benötigten Einstände sowie Laichplätze sind nicht in ausreichender Zahl vorhanden, sodass fraglich ist, wie lange sich die nachgewiesenen Exemplare in diesem Abschnitt des Gewässers halten werden.

In allen Abschnitten besteht derzeit nur ein geringes Vorkommen faunenfremder Arten. Im Zuge der fischereilichen Bewirtschaftung erscheint dennoch eine gezielte Entnahme von Regenbogenforellen und Saiblingen empfehlenswert. Der Besatz mit Regenbogenforelle, Bachsaiblingen und Elsässer Saiblingen sollte unterlassen werden, um nicht zusätzlich Konkurrenz zu den bereits im Bestand geschwächten heimischen Arten einzubringen. Im Gegensatz dazu kann dem Wunsch der Fischereiberechtigten, Raubfische wie den Hecht gezielt zu entnehmen, um Äschen und Forellen zu schützen, nicht entsprochen werden. Vielmehr sind Strukturierungsmaßnahmen erforderlich, um auch anderen Nichtsalmoniden-Arten das Aufkommen zu ermöglichen (Aitel, Rotaugen), damit diese letztendlich als Futterfische in jenen Habitaten dienen können, die bevorzugt von Hechten angenommen werden (z.B. Buchten). Vor allem kleine Nebengewässer und Gräben könnten beispielsweise kleinräumig über Buchten angebunden werden, wodurch die Lebensraumvielfalt erhöht würde, ohne dass dafür große Flächen erforderlich wären. Auch die Wiederherstellung der Durchwanderbarkeit von kleineren Zubringern (z.B. Johnsbach) könnte sich sehr positiv auf die Fischpopulationen der Enns auswirken, da vor allem strömungsliebende Arten wie Bachforelle oder Äsche diese vermehrt als Laichhabitate nutzen.

## 6 Zusammenfassung

Ziel dieser Masterarbeit war ein Vergleich der Fischbestände der Enns und des Johnsbaches zwischen dem Prämonitoring im Jahr 2006 bzw. 2005 und dem Postmonitoring, das an beiden Gewässern im Jahr 2009 durchgeführt wurde. In der Zeit zwischen diesen beiden Erhebungen, wurden im Rahmen des EU LIFE-Projektes „Naturschutzstrategien für Wald und Wildfluss im Gesäuse“ flussbauliche Maßnahmen vollzogen, die eine Renaturierung der beiden Gewässer zur Folge haben sollten. Am Johnsbach handelte es sich dabei um eine Rücknahme bestehender Uferverbauungen und Querbauten, während an der Enns am „Paltenspitz“ (Mündungsbereich der Palten in die Enns) eine ungesicherte Verbindung zwischen den beiden Flüssen angelegt wurde und im Bereich der Lettmair-Au eine Wiederanbindung des verlandeten Altarmes stattfand. Es galt festzustellen, ob sich die vollzogenen Schritte in Richtung eines naturnäheren Zustandes der Gewässer bereits in einem erhöhten Fischbestand bzw. Artenspektrum niederschlagen konnten. Die Fischbestandserhebungen erfolgten hierfür mittels Elektrofischung. Neben der Analyse des Artenspektrums wurden sowohl Biomasse als auch Individuendichte berechnet und die jeweiligen Abschnitte verglichen.

Ein weiteres Thema waren die Querbauwerke im Johnsbach, die zwar im Zuge des Projektes bearbeitet und größtenteils niedriger gestaltet wurden, durch Umlagerungen im Flussbett allerdings noch immer ein Migrationshindernis für wandernde Fischarten darstellen könnten. Aus diesem Grund wurden an den vorhandenen Schwellen an zwei Zeitpunkten (einmal bei Hochwasser, einmal bei Niederwasser) Messwerte bezüglich Höhe und Fließgeschwindigkeiten kartiert. Damit sollte ein Vergleich der Schwimm- und Sprungleistung der im Johnsbach heimischen Fischarten (Literaturstudie) erfolgen, um festzustellen, an welchen der Schwellen eine weitere Anpassung nötig sein könnte.

Die Ergebnisse der Fischbestandserhebung am Johnsbach zeigten keine Verbesserung der Biomasse und Abundanz seit dem Prämonitoring. Es konnten jedoch erstmals Äschen im Gewässerverlauf gefangen werden. Insgesamt wurden im Jahr 2009 189 Fische gefangen, wobei 86,2% davon die Bachforelle ausmachte. Die vier, zwischen 2005 und 2009 vergleichbaren, Abschnitte zeigen durchwegs eine Abnahme bezüglich ihres Fischbestandes. Die Bewertung des fischökologischen Zustandes erfolgte nach einer Adaptierung des Leitbildes, indem die Koppe für den Abschnitt 1.1 nicht mehr als Leitart, sondern nur noch als seltene Begleitart eingestuft wurde. Zusätzlich wurde in den Abschnitten 1 bis 3 die Biomasse aufgrund der starken Geschiebeführung nicht berücksichtigt. Dadurch ergaben sich für die Abschnitte 1, 1.1, 2, 2.1 und 3 ein guter ökologischer Zustand. In Abschnitt 4 wurde Biomasse allerdings in die Berechnung mit einbezogen, sodass sich ein Endergebnis von 5,0 ergibt, welches einem ungenügenden

ökologischen Zustand entspricht.

Bei der Bewertung der Sohlschwellen im Johnsbach zeigte der Vergleich gemessener Werte mit Angaben aus der Literatur in allen Abschnitten existierende Hindernisse, zumindest für Koppen und juvenile Salmoniden durch noch unüberwindbare Schwellen. Durch diese Problematik sind die diversen Wanderungen der Fischfauna zumindest teilweise unterbrochen, sodass negative Folgen für die Reproduktion und die Besiedelung von Lebensräumen im Johnsbach wahrscheinlich erscheinen. Die sehr niedrigen Fischbestände im Johnsbach können allerdings nicht ausschließlich auf die vorhandenen Migrationsbarrieren zurückgeführt werden. Da es sich bei diesem Gewässer um einen stark geschiefeführenden Wildbach handelt, muss auch die natürliche Dynamik des Flusses berücksichtigt werden, die das Aufkommen von großen Fischbeständen nur schwer möglich macht. Auch die sehr kurze Zeitspanne, die zwischen der Vollziehung der Renaturierungsmaßnahmen und der Bestandserhebung lag, hat sehr wahrscheinlich eine Teilschuld an dem geringen Fangergebnis des Jahres 2009. Daher erscheint es sinnvoll, das Gewässer, sowie die darin lebende Fischfauna für eine längere Zeitperiode zu beobachten und die Entwicklung an den umgebauten Schwellen abzuwarten. Sollten sich die Bedingungen nicht zugunsten einer Passierbarkeit für alle Arten und Altersstadien der Fische im Johnsbach ändern, wäre eine weitere Bearbeitung der Schwellen zur Erreichung einer freien Durchgängigkeit im Gewässer zu erwägen.

Auch an der Enns konnte durch die vorgenommenen Maßnahmen am Paltenspitz und der Lettmair-Au bislang keine Erhöhung des Fischbestandes im gesamten untersuchten Abschnitt festgestellt werden. Allerdings konnten 2009 am Paltenspitz auch indifferente und stagnophile Arten nachgewiesen werden, wodurch deutlich wird, dass derartige Maßnahmen gutes Potential bieten, das Artenspektrum zu verbessern. Insgesamt zeigten sich Biomasse und Individuendichte relativ stabil seit 2006, allerdings gab es eine Verschiebung in der Artenzusammensetzung zugunsten der Bachforelle, während der Anteil der Leitart Äsche sank. Erfreulich erscheint der Fang mehrerer subadulter Huchen im Abschnitt „Oberhalb Gesäuse“, wobei hier erwähnt werden muss, dass diese Tiere aus Besatzmaßnahmen stammen. Wie schon im Jahr 2006 kann bezüglich des fischökologischen Zustandes nur eine ungenügende Bewertung erzielt werden. Unter Berücksichtigung der besetzten Huchen wird im Abschnitt „Oberhalb Gesäuse“ eine Bewertung von 4 erreicht, im Abschnitt „Gesäuse“ aufgrund der geringen Biomasse eine Bewertung von 5. Insgesamt lässt sich das Potential für Verbesserungen erkennen. Fest steht allerdings, dass nur durch weitere Maßnahmen zur Lebensraum-Aufweitung eine dauerhafte Erhöhung des Fischbestandes erzielt werden kann.

## 7 Danksagung

Zu allererst möchte ich mich gerne beim gesamten Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement bedanken, für die angenehme Atmosphäre und den Spaß zwischen den Stunden der Arbeit. Besonders auch bei Dr.phil. O.Univ.Prof. Jungwirth, der mich im Zuge vieler interessanter Lehrveranstaltungen dem Thema Gewässerökologie nahe gebracht und mich sehr herzlich als Diplomandin am Institut aufgenommen hat.

Meinem Erstbetreuer Ao. Univ. Prof. Herwig Waidbacher danke ich von ganzem Herzen für die Unterstützung bei der Fertigstellung der Arbeit, vor allem in der nervenaufreibenden finalen Phase, und auch für viele anregende Lehrveranstaltungen.

Ganz besonders bedanken möchte ich mich auch bei meinem Mitbetreuer Dipl.-Ing. Dr. Christian Wiesner, der immer ein offenes Ohr für etwaige Fragen und Probleme hatte und nie müde wurde, Zusammenhänge zu erklären, sei es nun im Freiland oder am PC.

An dieser Stelle sollen auch alle Beteiligten der Befischungen nicht unerwähnt bleiben. Erst durch die von ihnen geschaffene freundschaftliche und lustige Atmosphäre wurde die Arbeit zum Erlebnis!

Meinen Freunden danke ich für die schönen und lustigen Zeiten und die aufmunternden Worte, wenn es mal nicht so gut lief.

Ich danke allen Mitgliedern meiner Familie aus vollstem Herzen, für die finanzielle Unterstützung, noch mehr aber für den festen Glauben an mich und dass sie alle nie müde wurden, mich in meinem Weg und Erfolg zu bestärken. Dieser Absatz wird dem Maß meiner Wertschätzung nicht gerecht.

Meinem Freund Christoph möchte ich aus tiefster Seele Danke sagen. Dafür, dass er menschlich und auch fachlich so viel Gutes in mir sieht. Für die unzähligen Male der Aufmunterung und Bestärkung und besonders für den Glauben an die Wissenschaftlerin in mir. Danke dass Du immer für mich da bist!

*Meiner lieben Omi, Dr. Ingeborg Kammerhofer, deren Fußstapfen ich hoffentlich eines Tages füllen kann, soll diese Arbeit gewidmet sein!*

## 8 Literaturverzeichnis

- ALTENHOFER, M. 2007. Schwebstoffmonitoring an der Enns in Steyr. Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur Wien; 126 S.
- ANONYM 2009. Progress Report 3/ LIFE05 NAT/A/ 000078. Nationalpark Gesäuse GmbH, Weng im Gesäuse.
- ARNEKLEIV, J. V. UND RONNING, L. 2004. Migratory patterns and return to the catch site of adult brown trout (*Salmo trutta* L.) in a regulated river. *River Research and Applications* 20(8): 929-942.
- BAARS, M., MATHES, E., STEIN, H. UND STEINHÖRSTER, U. 2001. Die Äsche. – Westarp Wissenschaften, Hohenwarleben, Neue Brehm Bücherei 640, 128 S.
- BLAKE, R. W. 1983. *Fish Locomotion*. Cambridge University Press, London. 208 S.
- BLESS, R. 1990. Die Bedeutung von gewässerbaulichen Hindernissen im Raum-Zeit-System der Groppe (*Cottus gobio* L.). – *Natur und Landschaft* 65, S. 581 - 585.
- BLUST, R., VERBIEST, H., VOLCKAERT, F., BARET, PH., PHILIPPART, J.C. 2007. Impact assessment and remediation of anthropogenic intererentions on fish populations (fishguard). Scientific support plan for a sustainable development policy. Published by the Belgian Science Policy; 99 S.
- BRUNKE, M. UND HIRSCHHÄUSER, T. 2005. Empfehlungen zum Bau von Sohlgleiten in Schleswig-Holstein. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein. 48 S.
- BUND LANDESVERBAND SCHLESWIG-HOLSTEIN E.V. 2004. Sohlgleiten in Fließgewässern Möglichkeiten und Beispiele für Schleswig-Holstein. Bearbeitet von Walenda, I. und Greuner-Pönicke, S. Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland Landesverband Schleswig Holstein. 24. S.
- CLAPP, D., CLARK, R. UND DIANA, J. 1990. Range, Activity, and Habitat of Large, Free-Ranging Brown Trout in a Michigan Stream. *Transactions of the American Fisheries Society* 119: 1022-1034.
- CLOUGH, S.C., LEE-ELLIOTT, I.E., TURNPENNY, A.W.H., HOLDEN, S.D.J. UND HINKS, C. 2004. *Swimming Speeds in Fish: phase 2. Literature Review*; Environment Agency, Bristol.
- DeLury, D. B. 1947. On the estimation of biological populations. *Biometrics* 3: 145–164.
- DUMONT, U. 2005. *Handbuch Querbauwerke*. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft u. Verbraucherschutz des Landes NRW, Düsseldorf .
- FISCHER, S. 1998. Verteilung und Wanderverhalten der Mühlkoppe (*Cottus gobio* L.) in einem astatischen Bachabschnitt. 71 S.
- FISCHER, S. UND KUMMER, H. 2000. Effects of residual flow and habitat fragmentation on distribution and movement of bullhead (*Cottus gobio* L.) in an alpine stream. *Hydrobiologia* 422/423: 305–317.
- FORAMITTI, A. 2008. Vergleichende Fischbestandserhebungen an den Flüssen Mur und Enns. Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur, Wien; 100 S.

GARRETT, J. W. UND BENNETT, D. H. 1995. Seasonal Movements of Adult Brown Trout Relative to Temperature in a Coolwater Reservoir. *North American Journal of Fisheries Management* 15: 480-487.

GOSSET, C., RIVES, J. UND LABONNE, J. 2006. Effect of habitat fragmentation on spawning migration of brown trout (*Salmo trutta* L.). *Ecology of Freshwater Fish* 15: 247–254.

GUSTAFSON, K. J. 1949. Movements and growth of grayling. Drottningholm., Reports of the Institute of Freshwater Research: Nr. 29, 35-44.

HASEKE, H. (Red.) 2006: LIFE05 NAT/A/000078-A2 Managementplan Revitalisierungsprojekt Johnsbach-Zwischenmauer 2006-2008. Reporting Date 01.08.2006. - Nationalpark Gesaue GesmbH, Weng im Gesaue u. Wildbach- und Lawinenverbauung, GBL Ennstal und Salztal, Admont. – 108 S.

HAUNSCHMID, R., HONSIG-ERLENBURG, W., PETZ-GLECHNER, R., SCHMUTZ, S., SCHOTZKO, N., SPINDLER, T., UNFER, G. UND WOLFRAM, G. 2006a. Fischbestandsaufnahmen in Fließgewässern. Methodik-Handbuch. Bundesamt für Wasserwirtschaft; 39 Seiten.

HAUNSCHMID, R., WOLFRAM, G., SPINDLER, T., HONSIG-ERLENBURG, W., WIMMER, R., JAGSCH, A., KAINZ, E., HEHENWARTER, K., WAGNER, B., KONECNY, R., RIEDLMULLER, R., IBEL, G., SASANO, B. UND SCHOTZKO, N. 2006. Erstellung einer fischbasierten Typologie österreichischer Fließgewässer sowie einer Bewertungsmethode des fischökologischen Zustandes gemäß EUWasserrahmenrichtlinie. Schriftenreihe des BAW Band 23, Wien; 104 Seiten.

HOLTHE, E., LUND, E., FINSTAD, B., THORSTAD, E. B. UND MCKINLEY, R. S. 2005. A fish selective obstacle to prevent dispersion of an unwanted fish species, based on leaping capabilities. *Fisheries Management and Ecology* 12, 143-147.

HYDROGRAPHISCHES JAHRBUCH 2002. Hydrographischer Dienst in Österreich, Jahrbuch 2002. BMLFUW, Eigenverlag, Wien.

ILLIES, J. UND BOTOSEANU, L. 1963. Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considerees surtout du point de vue faunistique. *Int. Ver. f. theoret. und angew. Limnologie* 12; p. 1-57.

JÄGER, P. 2005. Fischlebensraume: Erhaltung und Wiederherstellung. Vortrag bei Salzburger Fischpasssexkursion. Amt der Salzburger Landesregierung, Abteilung 13, Referat 13/04 – Gewässerschutz.

JENS, G., BORN, O., HOHLSTEIN, R., KAMMEREIT, M., KLUPP, R., LABATZKI, P., MAU, G., SEIFERT, K. UND WONDRAK, P. 1997. Fischwanderhilfen: Notwendigkeit, Gestaltung, Rechtsgrundlagen. Offenbach am Main, Verband Deutscher Fischerei-Verwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V. Heft 11: 114.

JUNGWIRTH, M., MUHAR, S., ZAUNER, G., KLEEBERGER, J. UND KUCHER, T. 1996. Die steirische Enns. Fischfauna und Gewässermorphologie. Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur. Universität für Bodenkultur Wien; 260 S.

KEMP, P., RUSSON, I., WATERSON, B., O’HANLEY, J. UND PESS, G. 2008. Recommendation for a “coarse-resolution rapid-assessment” methodology to assess barriers to fish migration, and associated prioritization tools. Final report. International Centre for Ecohydraulic Research. University of Southampton; 143 S.



- KNAEPKENS, G., BRUYNDONCX, L. UND EENS, M. 2004. Assessment of residency and movement of the endangered bullhead (*Cottus gobio*) in two Flemish rivers. Ecology of Freshwater Fish 2004: 13: 317–322.
- KNAEPKENS, G., BAEKELANDT, K. UND EENS, M. 2005. Assessment of the movement behaviour of the bullhead (*Cottus gobio*), an endangered European freshwater fish. Animal Biology, Volume 55, Issue 3, 2005, 219-226.
- KNAEPKENS, G., BAEKELANDT, K. UND EENS, M. 2006. Fish pass effectiveness for bullhead (*Cottus gobio*), perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) in a regulated lowland river. Ecology of Freshwater Fish 2006: 15: 20–29.
- KOLBINGER, A. 2002. Fischbiologische Kartierung der Durchgängigkeit niederbayrischer Fließgewässer. Department für Tierwissenschaften, AG Fischbiologie. München, TU München: 219.
- KOTTELAT, M. UND FREYHOF, J. 2007. Handbook of European freshwater fishes. Publications Kottelat, Cornol, Switzerland. 646 S
- KOTUSZ, J., WITKOWSKI, A., BARAN, M. UND BLACHUTA, J. 2006 Fish migrations in a large lowland river (Odra R., Poland) – based on fish pass observations. Folia Zool. – 55(4): 386–398.
- LAURITZEN, D. V., HERTEL, F. UND GORDON, M. S. 2005. A kinematic examiner of wild sockeye salmon jumping up natural waterfalls. Journal of Fish Biology 67, 1010-1020.
- LIBOSVARSKY, J., LELEK, A. UND PENAZ, M. 1966. Movements and mortality of fish in two polluted brooks. Bulletin - Office international des épizooties 65(5): 639–644.
- LINLOKKEN, A. 1993. Efficiency of fishways and impact of dams on the migration of grayling and brown trout in the Glomma river system, South-Eastern Norway. Regulated Rivers-Research & Management 8(1-2): 145-153.
- LUCAS, M. UND BARAS, E. 2001. Migration of Freshwater Fishes. Oxford, Blackwell Science, 420 S.
- MEIXLER M., BAIN M. UND WALTER M.T. 2009. Predicting barrier passage and habitat suitability for migratory fish species. Ecological Modelling 220 (2009) 2782–2791.
- MEYERS, L. S., THUEMLER, T. F. UND KORNELY, G. W. 1992. Seasonal Movements of Brown Trout in Northeast Wisconsin. North American Journal of Fisheries Management 12: 433-441.
- MUUS, B.J. UND DAHLSTRÖM, P. 1993. Süßwasserfische Europas: Biologie, Fang, wirtschaftliche Bedeutung. BLV Verlagsgesellschaft mbH, München; 223 S.
- NORTHCOTE, T. G. 1992. Migration and residency in stream salmonids - some ecological considerations and evolutionary consequences. Nordic Journal of Freshwater Research 67: 5-17.
- NYKÄNEN, M. 2004. Habitat Selection by Riverine Grayling, *Thymallus thymallus* L. Dissertation, University of Jyväskylä, Finland. 40 S.
- NYKÄNEN, M. UND HUUSKO, A. 2002. Suitability criteria for spawning habitat of riverine European Grayling. Journal of Fish Biology (2002) 60, 1351–1354.

OVIDIO, M. UND PHILIPPART, J.C. 2002. The impact of small physical obstacles on upstream movements of six species of fish. *Hydrobiologia* 483(1 - 3): 55-69.

OVIDIO, M., CAPRA, H. UND PHILIPPART, J.C. 2007. Field protocol for assessing small obstacles to migration of brown trout *Salmo trutta*, and European grayling *Thymallus thymallus*: a contribution to the management of free movement in rivers. *Fisheries Management and Ecology*, 14: 41–50.

PARDE, M. 1974. *Fleuves et Rivières*. 3. Auflage, Paris.

PARKINSON, D., PHILIPPART, J. C. UND BARAS, E. 1999. A preliminary investigation of spawning migrations of grayling in a small stream as determined by radio-tracking. *Journal of Fish Biology* 55(1): 172-182.

PAVLOV, D.S. 1989. Structures assisting the migrations of nonsalmonid fish. USSR. FAO Fisheries Technical Paper, No. 308. Rome.

PETUTSCHNIG, J., EGGER, G., KUCHER, T. UND MOSER, M. 1998. Ökologische Fachplanung zum Verbauungsprojekt Johnsbach 1999. Studie im Auftrag der Wildbach- und Lawinerverbauung, Gebietsbauleitung Unteres Ennstal und Salzatal. 93 S.

PETUTSCHNIG, J. UND KUGI, K. 2006. Verbauungskonzept „Johnsbach 2006“. Studie im Auftrag des Nationalpark Gesäuse GmbH, Wenig im Gesäuse; 5 S.

RUSTADBAKKEN, A., L'ABEE-LUND, J. H., ARNEKLEIV, J. V. UND KRAABOL, M. 2004. Reproductive migration of brown trout in a small Norwegian river studied by telemetry. *Journal of Fish Biology* 64(1): 2-15.

SCHMUTZ, S., ZAUNER, G., EBERSTALLER, J. UND JUNGWIRTH, M. 2001. Die „Streifenbefischungsmethode“: Eine Methode zur Quantifizierung von Fischbeständen mittelgroßer Fließgewässer. *Österreichs Fischerei*, Jhg. 54/2001, Heft 1, S. 14-27.

SCHWOERBEL, J. 1984. Einführung in die Limnologie. UTB 31: 1-170

SEBER, G.A.F. 1965. A note on the multiple recapture census. *Biometrika* 52:249-259.

STAHLBERG-MEINHARDT, S. 1994. Verteilung, Habitatsprüche und Bewegungen von Mühlkoppe (*Cottus gobio*, L.) und Bachforelle (*Salmo trutta*, L.) in zwei unterschiedlichen anthropogen beeinflussten Fließgewässern im Vorharz. *Mitteilungen des Institutes für Wasserwirtschaft, Hydrologie und Landwirtschaftlichen Wasserbau der Universität von Hannover*, 80 S.

TECHNISCHER BERICHT ZUM GENERELLEN PROJEKT 1999 FÜR DEN JOHNSBACH. Gemeinde Johnsbach; Verwaltungsbezirk Liezen. 25. S.

THONHAUSER, H.C. 2007. Gewässerstruktur und Verbauungsgeschichte im Einzugsgebiet des Johnsbaches. - Diplomarbeit, Karl-Franzens-Universität Graz; 191 S.

TUDORACHE, C., VIAENE, P., BLUST, R., VERECKEN, H. UND DE BOECK, G. 2008. A comparison of swimming capacity and energy use in seven European freshwater fish species. *Ecology of Freshwater Fish* 2008: 17: 284–291

UNFER, G., WIESNER, C. UND JUNGWIRTH, M. 2004. Auenverbund Obere Drau. Fischökologisches Monitoring – Endbericht. Studie im Auftrag des Amtes der Kärntner Landesregierung Abt. 18 Wasserwirtschaft. 94 S.

UTZINGER, J., ROTH, C. UND PETER, A. 1998. Effects of environmental parameters on the distribution of bullhead *Cottus gobio* with particular consideration of the effects of obstructions. Journal of Applied Ecology; Volume 35, Issue 6: 882-892.

WIESNER, C., UNFER, G. UND JUNGWIRTH, M. 2006. Fischbestandserhebung im Johnsbach. Studie im Auftrag der Nationalpark Gesäuse GmbH; 25 S.

WIESNER, C., UNFER, G., FORAMITTI, A., HASLAUER, M. UND JUNGWIRTH, M. 2007. Inneralpines Flussraummanagement Obere Mur, Arbeitspaket F.2.2 – Fischökologisches Post-Monitoring. Studie im Auftrag des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung, Fachabteilung 19B Schutzwasserwirtschaft und Bodenhaushalt, Graz. 51 S.

WIESNER, C., UNFER, G. UND FORAMITTI, A. 2008. Naturschutzstrategien für Wald und Wildfluss im Gesäuse – Prämonitoring Fischökologie. Studie im Auftrag der Steiermärkischen Landesregierung, Fachabteilung 19B Schutzwasserwirtschaft und Bodenhaushalt, Graz; 26 S.

WIESNER C., UNFER, G., KAMMERHOFER, A. UND JUNGWIRTH, M. 2010. Naturschutzstrategien für Wald und Wildfluss im Gesäuse – Postmonitoring Fischökologie. Studie im Auftrag der Steiermärkischen Landesregierung, Fachabteilung 19B Schutzwasserwirtschaft und Bodenhaushalt; 32 S.

WOOLLAND, J. V. 1972. Studies on salmonid fishes in Llyn Tegid and Welsh Dee. Unpublished Ph.D. Thesis. Liverpool, Liverpool.

WOSCHITZ, G., WOLFRAM, G. UND PARTHL, G. 2007. Zuordnung der Fließgewässer zu Fischregionen und Entwicklung adaptierter fischökologischer Leitbilder für die Steiermark. I. A. d. Amtes d. Stmk Landesregierung FA 19A Wasserwirtschaftliche Planung und Siedlungswasserwirtschaft, Leibnitz.

YOUNG, M. K. 1994. Mobility of brown trout in south-central Wyoming streams. Canadian Journal of Zoology 72: 2078-2083.

ZAKHARCHENKO, G. M. 1973. Migrations of the grayling (*Thymallus thymallus* L.) in the upper reaches of the Pechora. Voprosy Ikhtiologii 13: 628-629.

ZAUNER, G., 1999. Einfluss des Kormorans auf die fischökologischen Verhältnisse der steirischen Enns zwischen Liezen und Johnsbach. Studie im Auftrag des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung Rechtsabteilung 6 – Naturschutz.

ZITEK, A., HAIDVOGL, G., JUNGWIRTH, M., PAVLAS, P. UND SCHMUTZ, S. 2007. Ein ökologisch-strategischer Leitfaden zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit von Fließgewässern für die Fischfauna in Österreich. AP5 des MIRR-Projektes, Endbericht. Studie im Auftrag von Lebensministerium und Land Niederösterreich. 138 S.

### **Internetquellen:**

[www.kajak.at](http://www.kajak.at) (letzter Zugriff: 14.11.2009)

[www.nationalpark.co.at](http://www.nationalpark.co.at) (letzter Zugriff: 17.11.2009 )

## 9 Abbildungsverzeichnis

Abb. 1 Untersuchungsgebiet.....	8
Abb. 2 LIFE-Maßnahmegebiete im Detail.....	9
Abb. 3: Einzugsgebiet des Johnsbachs.....	10
Abb. 4: Bachumlegung in Zwischenmüerstrecke.....	12
Abb. 5: Lage des Untersuchungsabschnittes 1. ....	15
Abb. 6: Abschnitt 1A: Mündung, Abschnitt 1B: Sohlschwellen.....	16
Abb. 7: Abschnitt 1C. ....	16
Abb. 8: Schwelle 1a. ....	17
Abb. 9: Raubaumbündel und Schotterbühne.....	17
Abb. 10: Lage des Untersuchungsabschnittes 1.1. ....	18
Abb. 11: Restrukturierte Schwellen in Abschnitt 1.1. ....	19
Abb. 12: Schwelle 1.1a und 1.1c.....	19
Abb. 13: Zustand der Schwelle 1.1a direkt nach dem zweiten Umbau im Oktober 2009.....	20
Abb. 14: Schwelle 1.1a im Dezember 2009.....	20
Abb. 15: Schwelle 1.1a Details.....	21
Abb. 16: Schwellen 1.1b und 1.1c im Dezember 2009. ....	21
Abb. 17: Lage des Untersuchungsabschnittes ..... 22	22
Abb. 18: Abschnitt 2 in Übersicht und Detail. ....	22
Abb. 19: Lage des Untersuchungsabschnittes 2.1. ....	23
Abb. 20: Holzschwelle 2.1a im Abschnitt 2.1A. Überblick über Teilstrecken.....	24
Abb. 21: Überblick Sohlrampe 1 und Sohlrampe 2.....	24
Abb. 22: Lage des Untersuchungsabschnittes 3. ....	24
Abb. 23: Strecke 3 (unter Tunnel) in Übersicht.....	25
Abb. 24: Schwelle unter Tunnel und Gewässerstabilisierung in Abschnitt 3. ....	25
Abb. 25: Lage des Untersuchungsabschnittes 4 . ....	26
Abb. 26: Strecke 4 (ober Tunnel) im Überblick.....	26
Abb. 27: Lage der Abschnitte im Untersuchungsgebiet. ....	29
Abb. 28: Paltenmündung vor und nach Umbau.....	30
Abb. 29: Lettmair-Au flussauf bei Niederwasser und Hochwasser. ....	31
Abb. 30: Schema einer Elektrobefischung.....	33
Abb. 31: Watbefischung am Johnsbach ..... 34	34
Abb. 32: „Großes Boot“.....	36
Abb. 33: Befischung einer Schotterbank mit dem „kleinen Boot“.....	36
Abb. 34: Schematische Darstellung der Streifenbefischung, Querprofil und Aufsicht ..... 37	37
Abb. 35: Kartierung der Schwellen im Johnsbach ..... 42	42
Abb. 36: Schema für die Charakterisierung von Hindernissen in Gewässern ..... 44	44

Abb. 37: Ausgewählte Schwellen mit Kennzeichnung der potentiellen Fischwege .....	45
Abb. 38: Abundanz pro 100m gesamt .....	48
Abb. 39: Biomasse pro 100m gesamt. ....	48
Abb. 40: Längenfrequenz der Bachforellenpopulation im Johnsbach. ....	49
Abb. 41: Längenfrequenz der Koppe und der Bachforelle im Abschnitt 1. ....	50
Abb. 42: Längenfrequenz der Bachforelle im Abschnitt 1.1 .....	51
Abb. 43: Längenfrequenz der Bachforelle im Abschnitt 2 .....	52
Abb. 44: Längenfrequenz der Bachforelle im Abschnitt 2.1 .....	53
Abb. 45: Längenfrequenz der Bachforelle im Abschnitt 3 .....	54
Abb. 46: Längenfrequenz der Bachforelle in Abschnitt 4 .....	54
Abb. 47: Fließgeschwindigkeiten und Absturzhöhen ( $\Delta h$ ) Sept. 09 in Abschnitt 1 .....	57
Abb. 48: Fließgeschwindigkeiten und Absturzhöhen ( $\Delta h$ ) Sept. 09 in Abschnitt 1.1 .....	58
Abb. 49: Fließgeschwindigkeiten und Absturzhöhen ( $\Delta h$ ) Sept. 09 in Abschnitt 2.1 .....	60
Abb. 50: Fließgeschwindigkeiten und Absturzhöhen ( $\Delta h$ ) Dez. 09 in Abschnitt 1 .....	61
Abb. 51: Fließgeschwindigkeiten und Absturzhöhen ( $\Delta h$ ) Dez. 09 Abschnitt 1.1 .....	62
Abb. 52: Fließgeschwindigkeiten und Absturzhöhen ( $\Delta h$ ) Dez. 09 in Abschnitt 2.1 .....	63
Abb. 53: Nase und Hecht aus der Enns. ....	71
Abb. 54: Längen-Häufigkeit aller in der Enns gefangenen Fische. ....	71
Abb. 55: Biomasse und Abundanz in den Abschnitten .....	72
Abb. 56: Abundanz und Biomasse pro Strukturtyp oberhalb des Gesäuses .....	73
Abb. 57: Abundanz und Biomasse pro Strukturtyp im Gesäuse .....	75
Abb. 58: Äsche Enns insgesamt. ....	76
Abb. 59: Äsche oberhalb Gesäuse und Äsche Gesäuse .....	76
Abb. 60: Juvenile und adulte Äsche .....	76
Abb. 61: Bachforelle Enns gesamt .....	77
Abb. 62: Bachforelle oberhalb Gesäuse und Bachforelle Gesäuse .....	77
Abb. 63: Juvenile und subadulte Bachforelle. ....	78
Abb. 64: Koppe gesamt. ....	79
Abb. 65: Koppe oberhalb Gesäuse und Koppe im Gesäuse .....	79
Abb. 66: Juvenile und adulte Koppe .....	79
Abb. 67: Neunaugen Enns gesamt. ....	80
Abb. 68: Neunauge oberhalb Gesäuse und Neunauge Gesäuse .....	80
Abb. 69: Juveniles Stadium des Donaubachneunauges (Querder) .....	80
Abb. 70: Regenbogenforelle Gesäuse gesamt .....	81
Abb. 71: Regenbogenforelle oberhalb Gesäuse und Regenbogenforelle Gesäuse .....	82
Abb. 72: Regenbogenforelle .....	82
Abb. 73: Huchen oberhalb Gesäuse. ....	83
Abb. 74: Subadulter Huchen. ....	83

Abb. 75: Darstellung der Schwimmleistung von Fischen.....	92
Abb. 76: Biomasse der Enns 2006 und 2009.....	108
Abb. 77: Individuendichte der Enns 2006 und 2009.....	108
Abb. 78: Zeitreihe der Biomassewerte der Hauptfischarten für die Enns.....	108
Abb. 79: Fischartenverteilung der Enns 2006 und 2009.....	110
Abb. 80: Populationsaufbau der Äsche in der Enns 2006 und 2009.....	111
Abb. 81: Populationsaufbau der Bachforelle in der Enns 2006 und 2009.....	112

## 10 Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Abflussmengen im Johnsbach .....	11
Tab. 2: Auflistung aller vorgenommenen Verbauungsmaßnahmen am Johnsbach.....	13
Tab. 3: Befischte Längen der einzelnen Untersuchungsabschnitte.....	14
Tab. 4: Längen der Teilstrecken in Abschnitt 1.....	15
Tab. 5: Absturzhöhen der Schwellen in Abschnitt 1 im September 2009.....	15
Tab. 6: Längen der Teilstrecken in Abschnitt 1.1.....	18
Tab. 7: Absturzhöhen der Schwellen in Abschnitt 1.1 im September 2009.....	19
Tab. 8: Längen der Teilstrecken in Abschnitt 2.....	22
Tab. 9: Längen der Teilstrecken in Abschnitt 2.1.....	23
Tab. 10: Absturzhöhen der Schwellen in Abschnitt 2.1.....	24
Tab. 11: Kenngrößen der verwendeten Elektrofangboote.....	35
Tab. 12: Übersichtstabelle des gesamten Untersuchungsabschnittes.....	47
Tab. 13: Individuenanzahl jeder Art pro Abschnitt.....	47
Tab. 14: Längenfrequenz der Bachforellenpopulation im Johnsbach.....	49
Tab. 15: Übersichtstabelle Abschnitt 1.....	50
Tab. 16: Übersichtstabelle Abschnitt 1.1.....	51
Tab. 17: Übersichtstabelle Abschnitt 2.....	52
Tab. 18: Übersichtstabelle Abschnitt 2.1.....	53
Tab. 19: Fischökologischer Zustand am Johnsbach.....	55
Tab. 20: Ergebnisse der Schwellenkartierung aus Ovidio et al. (2007).....	65
Tab. 21: Potentielle Fischwege Typ „C+F“ am Johnsbach.....	65
Tab. 22: Potentielle Fischwege Typ „F“ am Johnsbach.....	67
Tab. 23: Potentielle Fischwege Typ „C“ am Johnsbach.....	69
Tab. 24: Gesamtfangergebnis Enns.....	70
Tab. 25: Biomasse und Abundanz in den Strukturtypen oberhalb des Gesäuses.....	74
Tab. 26: Biomasse und Abundanz in den Strukturtypen im Gesäuse.....	75
Tab. 27: Adaptiertes Leitbild für die Enns (Woschitz et al., 2007).....	84
Tab. 28: Fischökologischer Zustand in beiden Abschnitten an der Enns.....	85
Tab. 29: Einteilung aller Schwellen im Johnsbach nach Passierbarkeit .....	99